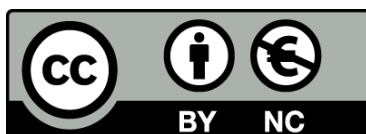




UNIVERSITAT DE
BARCELONA

**Problemàtica i conservació de tortugues aquàtiques
continentals a l'Europa occidental: el cas de la tortuga
de rierol, *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812),
al nord-est de la Península Ibèrica**

Marc Franch Quintana



Aquesta tesi doctoral està subjecta a la llicència **Reconeixement- NoComercial 3.0. Espanya de Creative Commons**.

Esta tesis doctoral está sujeta a la licencia **Reconocimiento - NoComercial 3.0. España de Creative Commons**.

This doctoral thesis is licensed under the **Creative Commons Attribution-NonCommercial 3.0. Spain License**.

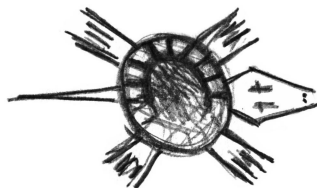
La tortuga de rierol és una espècie amenaçada a causa de l'alteració, la fragmentació i pèrdua d'hàbitat, la presència d'individus o poblacions d'espècies exòtiques invasores i les translocacions intraespecífiques entre d'altres. Amb aquesta tesi es pretén analitzar aquestes problemàtiques des d'una òptica de conservació de l'espècie i determinar els efectes dels impactes antròpics sobre les poblacions de *Mauremys leprosa* al límit nord de la seva àrea de distribució i aportar coneixement, recursos i eines per a poder-hi fer front. Per assolir aquest objectiu s'ha actualitzat la seva corologia i modelitzat la distribució potencial de *M. leprosa* a Catalunya en diferents períodes de temps per determinar els requeriments bioclimàtics generals i possibles canvis al llarg del temps, se n'ha descrit les tendències geogràfiques i temporals a Catalunya i les seves estructures poblacionals en aquest límit de distribució. S'ha determinat a més, la diversitat genètica i el possible origen de les seves poblacions. A nivell local, s'ha estudiat i avaluat l'estat de les poblacions de *M. leprosa* i de *Trachemys scripta elegans* al Delta del Llobregat, se n'ha caracteritzat també la biologia bàsica i les possibles interaccions interespecífiques a partir de anàlisi de nínxol ambiental i de paisatge. Per poder fer front a aquestes amenaces que afecten a *M. leprosa*, es proposen una sèrie d'accions a nivell de coneixement de l'espècie, de conservació d'aquesta i dels hàbitats i a nivell de ciutadania per tal de garantir la seva preservació i la de la biodiversitat que l'acompanya.

Capítol 1. Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in Northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species.

Capítol 2. Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el Delta del Llobregat (NE Ibérico).

Capítol 3. Niche overlap of native and invasive species: the case of freshwater turtles in the Llobregat Delta (NE Iberian Peninsula).

Capítol 4. Demographic structure and genetic diversity of *Mauremys leprosa* in its northern range reveal new populations and a mixed origin.



MARC FRANCH QUINTANA

TESI DOCTORAL 2016

Problemàtica i conservació de tortugues
aquàtiques continentals a l'Europa occidental:
el cas de la tortuga de rierol,
Mauremys leprosa (Schweigger 1812),
al nord-est de la Península Ibèrica



Marc Franch Quintana

TESI DOCTORAL 2016

Il·lustracions: ThemonyH@Graphiks 2016.

Disseny gràfic: ThemonyH@Graphiks 2016.

Franch, M. 2016. Problemàtica i conservació de tortugues aquàtiques continentals a l'Europa occidental: el cas de la tortuga de rierol, *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812), al nord-est de la Península Ibèrica. *Tesi doctoral*, Universitat de Barcelona. 231 pp.

**Problemàtica i conservació de tortugues aquàtiques
continentals a l'Europa occidental: el cas de la tortuga
de rierol, *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812), al
nord-est de la Península Ibèrica**

Threats and conservation of freshwater turtles in western Europe: the case of the
Mediterranean stripe-necked terrapin, *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812) in the
northeastern of the Iberian Peninsula

Marc Franch i Quintana

Tesis Doctoral

Riudarenes, juliol de 2016



UNIVERSITAT DE
BARCELONA

DEPARTAMENT DE BIOLOGIA EVOLUTIVA,
ECOLOGIA I CIÈNCIES AMBIENTALS
PROGRAMA DE DOCTORAT DE BIODIVERSITAT

**Problemàtica i conservació de tortugues aquàtiques
continentals a l'Europa occidental:
el cas de la tortuga de rierol, *Mauremys leprosa*
(Schweigger 1812), al nord-est de la Península Ibèrica**

Threats and conservation of freshwater turtles in western Europe: the case of the
Mediterranean stripe-necked terrapin, *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812) in the
northeastern of the Iberian Peninsula

Memòria presentada per
Marc Franch i Quintana
per optar al grau de
Doctor per la Universitat de Barcelona

Riudarenes, juliol de 2016

Vist i plau dels directors de tesi:

Dr. Gustavo A. Llorente Cabrera
Departament de Biologia Evolutiva,
Ecologia i Ciències Ambientals
Facultat de Biologia
Universitat de Barcelona

Dr. Albert Montori Faura
Departament de Biologia Evolutiva,
Ecologia i Ciències Ambientals
Facultat de Biologia
Universitat de Barcelona

*Als meus pares,
per tot allò que m'han transmès i
a l'Olatz,
per fer que tot sigui possible.*

“La gran tortuga A'Tuin s'apropa, nedant
lentament pel golf interestelar, amb els pesats
membres plens d'hidrogen congelat, l'enorme
i vellíssima closca plena de cràters de meteors.
Amb ulls de la grandària de mars, amb crostes
de llàgrimes reumàtiques i pols d'asteroides,
Ella contempla fixament el Destí.”

“The colours of Magic” Terry Prachett

ÍNDEX

AGRAÏMENTS	3
RESUM	11
ABSTRACT	17
INTRODUCCIÓ GENERAL	23
1. Alteració, fragmentació i pèrdua d'hàbitat.	26
2. La introducció d'espècies exòtiques invasores	28
3. Impacte per translocacions intraespecífiques	31
4. Espècies d'estudi	33
4.1. La tortuga de rierol - <i>Mauremys leprosa</i> (Schweigger 1812)	33
4.2. La tortuga de tempes roges - <i>Trachemys scripta elegans</i> (Wied, 1838)	37
5. Àrea d'estudi.	42
OBJECTIUS	49
INFORME DELS DIRECTORS	57
SÍNTESI DE RESULTATS	63
DISCUSSIÓ GENERAL	77
CONCLUSIONS GENERALS	93
ACCIONS I MESURES PER A LA CONSERVACIÓ DE <i>Mauremys leprosa</i>	101
REFERÈNCIES	115
RESUMS EN CATALÀ	135
CAPÍTOLS I PUBLICACIONS	143
Capítol 1. Temporal analysis of <i>Mauremys leprosa</i> (Testudines, Geoemydidae) distribution in Northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species.	145
Capítol 2. Primeros datos sobre la biología de <i>Trachemys scripta elegans</i> en sintopía con <i>Mauremys leprosa</i> en el Delta del Llobregat (NE Ibérico).	167
Capítol 3. Niche overlap of native and invasive species: the case of freshwater turtles in the Llobregat Delta (NE Iberian Peninsula).	187
Capítol 4. Demographic structure and genetic diversity of <i>Mauremys leprosa</i> in its northern range reveal new populations and a mixed origin	215

AGRAÏMENTS

AGRAÏMENTS

Escriure uns agraïments, habitualment és una tasca retrospectiva important. En el meu cas, més: no es tracta de fer una síntesi d'un període estàndard de tesi de 4-5 anys, implica mirar molt enrere i preguntar-me perquè, per qui i com he acabat així. No pretenc fer una autobiografia sinó tenir en compte i agrair a tothom que s'ha topat amb mi o les meves idees i m'ha aportat encara que fos sols cinc minuts d'agradable conversa. Possiblement em deixi algú i, ja des del primer moment voldria disculpar-me.

Anem a pams, els orígens dins aquest món arrenquen a casa i amb els de casa, on la natura sempre ha jugat un paper molt important, des de néixer i créixer en un poble petitó fins passar el cap de setmana fent barraques a sobre del camí dels

xais al bosc de cal Ferrer a Franciac, passant pels espàrrecs, els bolets, la cacera, anar a fer rabasses, etc. Però el creixement va implicar inquietuds i aquí entra en joc el detonant, l'Enric. L'Enric Adroguer ja a l'any 1981 començava la recerca de basses on habités la tortuga d'estany (*Emys orbicularis*) per a poder-les recuperar. Junt amb un grup de "nanos" majoritàriament de Riudarenes i Sils i l'assessorament de'n Lluís Montjé creava a l'any 1987 ADEPAR (Associació per a la DEfensa del PAtrimoni de Riudarenes), entitat que esdevindria de referència per a la conservació, estudi i divulgació de la tortuga d'estany a nivell comarcal. En una de les xerrades divulgatives a l'escola del poble i la posterior visita a una de les basses on encara es podia observar tortugues (Can Calçada) varen captar la meua atenció. Aquest fet va ser el punt d'inflexió de tot plegat: el que està recollit en aquesta tesi i el que encara em queda dins la motxilla.

ADEPAR em va posar en contacte amb l'*Emys* i la *Mauremys*. D'aquells primers censos, captures, esbroçades forestals i restauració d'ambients amb botifarrada i vi inclosos ha plogut molt però les poblacions segueixen allà. D'aquesta associació i del local que teniem a l'Ateneu de Riudarenes, sempre quedarem el dissabte a les tres per recollir les eines i anar a alguna de les basses juntament amb en Santi Ramos, en Xavi Bravo, en Dani, en Jaume, l'Enric "Fu", l'Albert, en Pep, en Tí i en Kel Serrat, en Kiki, en Manolo i en Toni Ramos, en Siso i l'Adriana, en Miquel Sigmaza, en Mateu Rejano, la Tere, en Jordi Tornés, l'Isabel, la Maria, el Rasta, en Pep Ros, l'Eva Font -especialment per les estones dedicades i pel suport personal, sobretot durant les primeres etapes del camí- i tots els que segur que em deixo....

Un pas més enllà, la creació de la Fundació Emys, un projecte que juntament amb en Santi Massot, en Martí Serrat i en Jordi Gironès va veure la llum i continuar la tasca feta per ADEPAR. Tot i que els projectes d'aquesta envergadura solen manllevar més del que aporten, l'esforç, el temps, la paciència, els moments, els resultats i els "marrons" van valer la pena. Merci Martí, Merci, Santi que, a més em vas obrir la porta del GABINET DE DIAGNOSI (GD) per als estudis radiològics tot i l'espectació creada entorn de les caixes que feien soroll i es movien al final de l'horari de visites mèdiques. Els resultats encara no han sortit de la motxilla, però ho faran, segur.

No m'oblidaré tampoc d'un col·lectiu que sempre i des de la més absoluta discreció ha sigut imprescindible en la realització del treball de camp, els propietaris i agents del territori que, amb la seva paciència i col·laboració han obert les portes de les seves cases perquè "estudiéssim i cuidéssim" les tortugues....

Amb tot aquest entorn, era impossible no emocionar-se i vaig decidir a fer EL pas, la ciència, la recerca, la universitat. Aquí s'obre un món nou, experiències noves i gent nova, tant per als companys de doctorat, Guille, Raül, Joan, Helena,

Iolanda, etc. com pels companys de l'Àrea d'Herpetologia: Pere X, Sabina, Gladys, Carmiña, Àlex, Francesc, Mari, Vera, Guillem, Eudald, Urtzi, Adrià, Maria Jose, el xinès que transportava tortugues... i, els incombustibles Àlex, Núria, Antigua Antkal, Xavier i Mikele. No em vull oblidar de qui em signa aquesta tesi, dels directors, Gustavo i Albert, que, apart de fer-me créixer a nivell científic (encara que se'n riguin dels meus tòtils arborícoles típics de la pineda de Can Camins) han esdevingut quelcom més que uns referents acadèmics. Tot això és gràcies a vosaltres.

Molta part del treball de camp d'aquesta tesi s'ha realitzat a l'Alt Empordà, concretament a l'Albera. En aquesta fase alt-empordanenca he comptat amb l'inestimable companyia de la gent del CRT, amb en Xavi Capelleres i en Joan Budó i posteriorment de l'Albert. També amb la dels col·laboradors que m'han acompanyat per aquelles contrades com en Marc Oller, la Mireia Prats, en David Carbonell. D'aquestes llargues jornades també n'ha crescut la meva estima cap a la comarca, un paradís ple de racons i gran part de la culpa la té tota la tropa de Camps als Aiguamolls, Bertu, J., Roser, Edu, Maria, Pere, Anna, Mireia Gaza, els Burgas i tot el personal del Parc.

Una de les etapes que potser han catalitzat la finalització definitiva d'aquest compendi (apart evidentment de la caducitat dels plans d'estudi i les raons econòmiques, of course) ha estat l'exportació a Vilanova de Gaia (Portugal) per treballar amb en Nefta (Mil gràcies!!). En un moment determinat, una reunió amb tres persones van fer-me aterrar a la realitat d'aquest món de ciència. Dura l'acceptació, dur però real, dur però precís: calia avançar i ho havia de fer jo: als tres, també formeu part d'això: no us ho agrairé mai prou. De Portugal, tot i tohom: del CICGE, en Dalmiro, l'Américo, en Bernardo, la Mónica, i tota la resta de Professors, investigadors i col·laboradors, els esquiroles i els gossos, els ceps... la gent de la FCUP: Nelson, Miguel, Cátia, Elena, Ana, Julie, Ana Cláudia i molts d'altres... de Cedofeita, Rosario i Álvares Cabral... i de Vairão... Miguel, Cat, Lucas (la peke encara no la conec!), Zé, Xico, Guille, Anamarja, Zbyszek, Leili, Husseini, Vero, Ana, Pedro, Danielle, Angelica i MartaEmma, João, Susana, Óscar, Catarina, Iolanda, Raquel V., Raquel, James and family, Teresa i moltíssims d'altres.

Habitualment, en una tesi, en un "*paper*" o memòria cal fer esment de la font de finançament per a poder tirar endavant... així, doncs, *Main partners during the predoctoral life* (hòstia ke en keda de bé això!): **1999-2016:** SORBUS -Guies de natura i educació ambiental. Educador. **2004-2016:** El Ginjoler –som càtering (<http://www.elginjoler.com/>). Cuiner. **2004-2007:** Departament de Medi Ambient i Habitatge (Generalitat de Catalunya) i Fundació Bosch i Gimpera. FBG302577: "Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de

l'estat del sistema al llarg del període de creació de noves infraestructures al Delta del Llobregat". **2007-2008:** Obra Social Caja Madrid. 2007ma189: "Estudio de la conectividad entre núcleos poblacionales de galápagos europeo (*Emys orbicularis*) en Girona: Una herramienta de conservación de especies amenazadas". **2008-2011:** Programa de Custòdia del Territori - DMAH i Fundació Emys. "Consolidació i promoció de la Custòdia al Pla de la Selva. Pla d'acció per a la conservació i gestió d'ambients humits i espècies associades". **2013-2015:** Foundation for Science and Technology Portugal (FCT) and co-financed by FEDER through COMPETE –POFC. PTDC/BIA-BIC/4296/2012: "Intelligent systems for mapping amphibian mortality on Portuguese roads". Grant UMINHO/BI/175/2013 ...i nombroses col·laboracions en altres projectes i feines ocasionals... "C'est la vie"!

Als anteriorment nombrats i a tothom qui em deixi, per les raons que siguin, el meu més sincer agraïment, sense vosaltres això no hauria estat possible. Com suposo que ja s'ha vist, la motxilla és plena de coneixements, dades, pedres, alguna llagasta, experiències, sensacions, amistats, somnis, records i d'entre aquests,

el Sergi, el Xavier, la Maria, l'Antònia, que d'una forma o una altre han format part d'aquesta tesi i que sempre formaran part de mi.

Markus
Riudarenes, juliol de 2016.

RESUM

RESUM

11

d'impactes d'origen antròpic de la Conca Mediterrània. L'espècie està considerada actualment com a 'Vulnerable' a nivell de l'Estat Espanyol i 'En Perill' a França a causa de l'alteració, la fragmentació i pèrdua d'hàbitat, la presència d'individus o poblacions de tortugues exòtiques invasores i la translocació d'individus al·lòctons entre d'altres.

Amb aquesta tesi es pretén analitzar aquestes problemàtiques des d'una òptica de conservació de l'espècie i té com a objectiu de determinar els efectes dels impactes antròpics sobre les poblacions de *Mauremys leprosa* al límit de la seva àrea de distribució i aportar coneixement, recursos i eines per a poder-hi fer front. Per assolir aquest objectiu s'ha actualitzat la seva corologia i modelitzat la distribució potencial de *M. leprosa* a Catalunya en diferents períodes de temps per determinar els requeriments bioclimàtics generals i possibles canvis al llarg del temps, se n'han descrit les tendències geogràfiques i temporals a Catalunya i les seves estructures poblacionals al límit nord de la seva distribució. S'ha determinat a més, la diversitat genètica i el possible origen de les seves poblacions. A nivell local, s'ha descrit i avaluat l'estat de les poblacions de *M. leprosa* i de *Trachemys scripta elegans* al Delta del Llobregat, se n'han caracteritzat també la biologia bàsica i les possibles interaccions interespecífiques a partir de anàlisi de nínxol ambiental i de paisatge.

Amb els resultats obtinguts, s'ha determinat que *M. leprosa* és una espècie cada cop més comú i que sembla gaudir d'un relatiu bon estat de conservació al nord-est de la Península Ibèrica i al sud de França. En general presenta una bona situació demogràfica arreu de la zona d'estudi amb algunes excepcions puntuals. Així, l'espècie es defineix com a termòfila i generalista d'hàbitat i relativament tolerant a l'alteració d'aquest, tant a escala de estructura de paisatge com a la dels ambients aquàtics on resideix.

T. s. elegans al Delta del Llobregat presenta una població poc estructurada però amb una elevada capacitat invasora. En l'anàlisi de la interacció espacial entre la tortuga de rierol i la de tempes roges s'ha detectat un baix solapament de nínxol basat en característiques dels ambients aquàtics i el paisatge circumdant però e fet que *M. leprosa* ocupi ambients amb elevada salinitat, baixa eutrofització i més deteriorats suggereix que aquesta es troba altament condicionada per la presència de *T. s. elegans*. Els resultats obtinguts en l'anàlisi genètica de les diferents poblacions de *M. leprosa* estudiades han determinat la continuïtat geogràfica de les poblacions catalanes i les del sud de França i s'ha constatat la translocació i la lliure circulació d'individus de *M. leprosa*.

Per poder fer front a aquestes amenaces que afecten a *M. leprosa*, cal emprendre una sèrie d'accions a nivell de coneixement de l'espècie, de

conservació d'aquesta i dels hàbitats i a nivell de ciutadania per tal de garantir la preservació de la tortuga de rierol i la biodiversitat que l'acompanya.

ABSTRACT

ABSTRACT

The Mediterranean stripe-necked terrapin (*Mauremys leprosa*) is a freshwater turtle and its distribution is restricted to northwestern Africa, Iberian Peninsula and a small part of southern France. This distribution coincides with one of the areas with the most anthropogenic impacts in the Mediterranean Basin. The species is considered as 'Vulnerable' in Spain and 'Endangered' in France due to degradation, fragmentation and habitat loss, the presence of individuals or populations of exotic invasive turtles species and intraspecific translocations among others.

This thesis aims to analyze these problems from a conservation of the species perspective and to determine the effects of anthropogenic impacts on the

Mauremys leprosa populations of the limit of its range and provide knowledge resources and tools to be able to deal these problems. To achieve this goal was updated its chorology and modelled the potential distribution of *M. leprosa* in Catalonia in different time periods to determine the general bioclimatic requirements and possible changes over time, was described temporal and geographic trends in Catalonia and was described populational structures at the north of the range. Also, we was determined the genetic diversity and the possible origin and of their populations. Locally, we described and evaluated the freshwater turtles populations status (*M. leprosa* and *Trachemys scripta elegans*) in the Llobregat Delta and was characterized the basic biology and interspecific interactions between them with environmental and landscape niche analysis.

With the results, we was determined that a species is *M. leprosa* increasingly common and seems to enjoy a relatively good state of conservation in the northeast of the Iberian Peninsula and southern France. In general presents a good demographic situation across the study area with some occasional exceptions. Thus, the species is defined as thermophilic and habitat generalist with relatively habitat alteration tolerance at landscape structure and aquatic environments scales.

T. s. elegans has an unstructured population in the Llobregat Delta with high invasiveness degree. The analysis of spatial interaction shows low niche overlap between native *M. leprosa* and the invasive *T. s. elegans* but the presence of *M. leprosa* in high salinity, low eutrophication and damaged environments suggests that this species is strongly conditioned to the presence of the invasive *T. s. elegans*. The results of the genetic analysis of the different *M. leprosa* populations studied was determined the geographic continuum of the Catalan and southern France populations and intraspecific translocations was reported.

With the aims to cope with these threats that affects *M. leprosa*, must perform actions at the knowledge of the species level, species and habitats conservation and citizenship level in order to guarantee the species and accompanying biodiversity conservation.

INTRODUCCIÓ GENERAL

INTRODUCCIÓ GENERAL

El concepte de biodiversitat ha pres rellevància les darreres dues dècades arrel de la Cimera de la Terra de Río a l'any 1992 (Geist, 2011) tot i que a nivell conceptual s'ha estat desenvolupant des de finals del segle XIX (Colwell, 2009). Però què és la biodiversitat? En l'esmentada Cimera de la Terra es definia com:

“És la varietat d'organismes vius a qualsevol font, inclosos, entre altres coses, els ecosistemes terrestres i marins i altres ecosistemes aquàtics i els complexos ecològics dels que formen part; comprèn la diversitat dins de cada espècie, entre les espècies i els ecosistemes.”

(United Nations Conference on Environment and Development, UNCED) - Rio de Janeiro, Brasil, 1992)

De les desenes de definicions possibles del concepte, la percepció més comú i generalista d'aquesta tendeix a ser el nombre d'espècies en un hàbitat o ecosistema determinat (Colwell, 2009; Gastor and Spicer, 2013; Krebs, 2009). Actualment, però aquesta definició es coneix com riquesa específica d'un hàbitat. Però existeixen també altres definicions d'aquesta i que aporten multidimensionalitat al concepte. Aquestes, amplien la seva definició més enllà de l'espècie, des de la variació genètica dins d'aquestes (diversitat al·lèlica, estirps, poblacions), comunitats, hàbitats, ecosistemes o regions bioclimàtiques, incloent totes les formes de vida i tots els seus nivells d'organització, classificant-los tant per criteris evolutius (filogenètics) com ecològics (funcionals) (Baskin, 1994; Colwell, 2009; Gastor and Spicer, 2013; Hiddink et al., 2008; Pereira et al., 2012; Wilson et al., 1988).

Existeixen prou evidències que la biodiversitat en totes les seves múltiples dimensions està en declivi a nivell global (Ehrlich, 1988; Pereira et al., 2012; Pimm, 2008) i aquesta tendència continua creixent a mesura que la petjada ecològica humana és més intensa (Beumer and Martens, 2013; Pereira et al., 2012). L'home al igual que moltes d'altres espècies és capaç de modificar els ambients que habita amb la seva activitat. Aquestes modificacions en forma de petjada ecològica són actualment tant dràstiques i profundes que es relacionen directament amb la creixent pèrdua de biodiversitat i la crisi d'aquesta (Erwin, 2008; Koh, 2004; Rao et al., 2013; Wackernagel et al., 1999). Així, les principals modificacions que s'estan produint i que afecten directament a la biodiversitat són la pèrdua o degradació dels hàbitats, l'impacte de les espècies exòtiques invasores, la sobreexplotació d'espècies i recursos i el canvi climàtic (Dirzo and Raven, 2003; Ehrlich, 1988; Pereira et al., 2012).

A escala global, existeixen una sèrie d'àrees o regions biogeogràfiques que contenen nivells significatius de biodiversitat i endemicitat que es troben greument amenaçades per factors antròpics. A partir de l'òptica més senzilla de biodiversitat, la riquesa específica com a element més fàcilment identificable d'aquesta, s'han definit 25 regions o Punts Calents de Biodiversitat (*Biodiversity Hotspot*) a nivell mundial (Cox et al., 2006; Cuttelod et al., 2008; Gastor and Spicer, 2013; Jehle and Arntzen, 2002; Mittermeier et al., 2011; Myers et al., 2000). La major part de l'Europa Occidental s'inclou en el bioma mediterrani, que engloba altres zones del planeta com Califòrnia, Mèxic, Xile, Sudàfrica i Austràlia, i és particularment ric en espècies animals i vegetals (Gastor and Spicer, 2013). La conca Mediterrània està considerada com a un d'aquests Hotspots (Cox et al., 2006; Myers et al., 2000) i presenta una gran diversitat d'ambients i ecosistemes (zones d'alta muntanya, ambients lacustres i fluvials, paisatges agrícoles, infinitat d'illes i zones urbanes entre d'altres) creant un macro-mosaic on l'home i la natura duen segles de coexistència (Cuttelod et al., 2008). Aquesta diversitat

d'ambients, les condicions climàtiques, una sèrie de factors paleobiogeogràfics i la situació entre dues importants àrees amb importants processos evolutius, el continent Àfrica i l'Europeu, fa que la Conca Mediterrània presenti una elevada diversitat, tant botànica com zoològica amb una notòria presència d'endemismes (Cox et al., 2006; Cuttelod et al., 2008; De Jong, 1998; Pleguezuelos et al., 2008).

L'herpetofauna és un dels grups zoològics més diversos i amb major grau d'endemicitat de la Mediterrània Occidental, arribant al 64% dels amfibis i a un 48% dels rèptils (Cox et al., 2006; Cuttelod et al., 2008; Pleguezuelos et al., 2008). Tot i que l'àrea és reconeguda com a *Hotspot* de biodiversitat, presenta una diversitat no massa elevada d'espècies de tortugues (Buhlmann et al., 2009). Actualment hi ha descrites 12 espècies de l'Ordre Testudines i d'aquestes, només set corresponen a tortugues aquàtiques d'aigua dolça (Cox et al., 2006; van Dijk et al., 2014). A l'Europa Occidental però, el nombre d'espècies es redueix a dues, corresponents a famílies diferents: Emydidae, amb un únic representant, la tortuga d'estany (*Emys orbicularis*) (L., 1758) i Geoemydidae, també amb un únic representant, la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) (Schweigge, 1812) (Arnold and Ovenden, 2003; Cox and Temple, 2009).

Els ambients que ocupen aquestes espècies, els ecosistemes aquàtics, són considerats entre els ecosistemes amb major diversitat arreu del món junt a les selves tropicals, els manglars, els esculls de coral, surgències hidrotermals, llacs geològicament antics i altres (Gopal, 2009; Strayer and Dudgeon, 2010; Wilson et al., 1988). D'entre els ecosistemes aquàtics, en destaca els ecosistemes d'aigua dolça o continentals amb una gran varietat d'ambients, des de les aigües superficials tant lòtiques com lèntiques, aigües subterrànies, sistemes de ribera (des de la visió més restrictiva del marge fluvial fins a les grans planes d'inundació) i els ecotons entre tots ells (Strayer and Dudgeon, 2010; Ward and Tockner, 2001). La diversitat d'ambients, comunitats i d'espècies es deguda principalment als gradients de condicions ambientals (salinitat, temperatura, llum, nutrients, ...) i als processos biogeogràfics (per exemple aïllament-connectivitat, latitud, continentalitat, ...) (Gascón et al., 2009; Geist, 2011). L'elevada productivitat biològica de les zones humides i les fortes pressions de selecció així com les relacions estretes que s'estableixen entre les espècies que hi habiten han donat com a resultat un ecosistema d'extrema riquesa (Gibbs, 2000). S'estima que en aquests sistemes aquàtics estan representats entorn del 10% del global de les espècies animals (Balian et al., 2008). Aquestes zones apareixen típicament en forma de taques discretes en una matriu terrestre, de forma que la majoria de poblacions locals d'espècies associades a les zones humides són petites i aïllades, i per tant, vulnerables a processos d'extinció (Dodd, 1990; Gibbs, 2000; Møller et al., 1985).

Les tortugues aquàtiques continentals presenten nivells particularment elevats d'amenaça (Cox and Temple, 2009; Cox et al., 2006). Aquest fet es tradueix en que aquest grup estigui considerat, des de la perspectiva de conservació, com a prioritari a nivell global (van Dijk et al., 2014). Per a aquestes espècies no hi ha una única causa que provoqui seu declivi, sinó que és la interacció de múltiples factors no sempre fàcilment identificables amb incidència directe o indirecte sobre l'espècie, les poblacions o els individus (Bertolero and Busack in press.; Cox et al 2006; Cox and Temple 2009; Underwood et al 2009; Courmont and De Sousa 2011). La major part d'aquests factors tenen en comú el seu origen antròpic (White et al., 2006) i d'aquests en destaca la pèrdua, degradació i alteració dels hàbitats aquàtics que ocupen, les espècies exòtiques invasores, la recol·lecció, la mortalitat accidental, la contaminació, els canvis en la dinàmica de les pròpies espècies, factors intrínsecs, la translocació d'individus i altres (Ayres and Cordero-Rivera, 2004; Bertolero and Busack in press.; Bickham et al., 1988; Courmont and de Sousa, 2011; Cox and Temple, 2009; García and Ayres, 2007; Lebboroni and Chelazzi, 1991; Matson et al., 2005; Meyer et al., 2016; Mingch'eng Adams et al., 2016; Servan, 1988; Zuffi and Rovina, 2006). De tots aquests factors, per la seva incidència i importància sobre les espècies de tortugues aquàtiques continentals i a l'Europa occidental es destaca especialment l'**alteració, fragmentació i pèrdua d'hàbitat**, la introducció d'espècies exòtiques invasores i l'**impacte per translocacions intraespecífiques**.

1. Alteració, fragmentació i pèrdua d'hàbitat.

Europa occidental té sens dubte el paisatge més altament fragmentat de tots els continents, i només una ínfima fracció de la seva superfície es podria considerar no alterada en cap moment de la història. Des del neolític, la major part de la superfície ha estat utilitzada per l'home per obtenir aliments, fusta i combustible i proporcionar espai vital resultant-ne que, a l'actualitat, més del 80% de la seva superfície estigui sota alguna forma de gestió directa (Barbero et al., 1990; Cox and Temple, 2009). Aquests segles d'història, les seves dimensions i la diversitat fa que les diferents amenaces tinguin una importància relativa que varia àmpliament entre les regions biogeogràfiques, països, espècies o ecosistemes (Cox and Temple, 2009).

Els ambients aquàtics continentals són uns dels ecosistemes més amenaçats del món degut a la prevalença i increment de les pressions antròpiques en aquests ambients amb les conseqüents pèrdues de biodiversitat (Finlayson, 2012; Maltby, 1991; Monroe et al., 2009; Sánchez-Carrillo and Angeler, 2012; Spangenberg et al., 2009). Les amenaces a la biodiversitat aquàtica en general, i a la d'aigua continental en concret, inclouen cinc categories que interactuen: la sobreexplotació, la contaminació, la pèrdua, fragmentació i degradació de

l'hàbitat, la modificació de la dinàmica hídrica i les invasions d'espècies exòtiques (Allan and Flecker, 1993; Dudgeon et al., 2006; Malmqvist and Rundle, 2002; Naiman and Turner, 2000; Postel and Richter, 2003). A totes aquestes categories, a més, es superposen els efectes dels canvis ambientals (per exemple, variacions en el cicle del nitrogen) i el canvi climàtic (canvis de temperatura i en els patrons de precipitació i escorrentia) (Geist, 2011).

Dins dels diferents factors d'amenaça per a les poblacions de rèptils, la pèrdua d'hàbitats, la fragmentació i la degradació d'aquests, són amb diferència els que més impacte tenen sobre aquestes poblacions a l'Europa occidental, afectant 22 de les 27 espècies amenaçades i 98 de les 139 espècies presents. El nombre d'afectades per la pèrdua d'hàbitat i la degradació és pràcticament tres vegades més gran que les afectades per altres factors com la contaminació, la recol·lecció o la persecució intencionada (Cox and Temple, 2009). La intensificació de l'agricultura i la silvicultura, el desenvolupament de infraestructures i el creixement urbà en són els factors claus per a la desaparició gradual d'una estructura de paisatge en mosaic que hauria afavorit els elevats nivells de diversitat en el grup dels rèptils (disminució de poblacions efectives i extinció de poblacions)(Cox and Temple, 2009).

La resposta de les diferents espècies a la pèrdua i/o fragmentació dels hàbitats depenen de la seva capacitat de romandre en taques de paisatge i de recolonitzar-ne de nous a través de la matriu, terrestre o aquàtica que l'envolta (Etienne and Heesterbeek, 2001; Goheen et al., 2003; Hanski, 1998; Rybicki and Hanski, 2013; Schnell et al., 2013; Swihart et al., 2002). Les tortugues d'aigua dolça són particularment vulnerables a la pèrdua i a la fragmentació i a les seves conseqüències degut a què el seu cicle vital es caracteritza per la dependència de dos hàbitats de característiques molt diferents (l'aquàtic i el terrestre). Cal afegir que les tortugues a més presenten, un període juvenil prolongat, una fecunditat limitada i una dependència d'una elevada taxa de supervivència dels adults (Baldwin et al., 2004). L'augment d'aquesta pressió antròpica sobre els ecosistemes aquàtics, produeix també un augment de la seva mortalitat per captures accidentals (Bertolero and Busack in press.; Midwood et al., 2015), l'alteració de les dinàmiques de les diferents espècies augmentant la pressió dels depredadors generalistes (Cox and Temple, 2009; Marchand and Litvaitis, 2004a; Wilcove, 1985) i la mortalitat associada a la xarxes de comunicació (Aresco, 2005; Beaudry et al., 2010; Bowne et al., 2006; Trakimas and Sidaravi, 2008). En el context de declivi poblacional d'aquest grup de rèptils hi ha pocs estudis sobre la seva resposta a la fragmentació de l'hàbitat (Gibbs and Shriver, 2002; Lovich, 1995; Marchand and Litvaitis, 2004a, 2004b).

2. La introducció d'espècies exòtiques invasores

Una de les causes més importants de pèrdua de biodiversitat junt a la pèrdua, degradació o fragmentació dels hàbitats, és la introducció d'espècies exòtiques (Clavero and García-Berthou, 2005; Gurevitch and Padilla, 2004; McGeoch et al., 2010). Aquestes presenten tot sovint una relació causa-efecte bidireccional: l'elevat grau d'antropització dels hàbitats ha esdevingut un factor determinant en la introducció d'espècies foranies (Cadi and Joly, 2004; Chen and Lue, 1998; Đorđević and Marko, 2015; Real et al., 2008; Romero et al., 2014) i l'alteració dels ecosistemes actua com a promotor de l'èxit de la invasió ja que aquesta alteració genera unes condicions diferents a les que les espècies autòctones han evolucionat (Dafforn et al., 2009), que poden donar lloc a una major competitivitat a les espècies invasores (Crooks et al., 2011; Dafforn et al., 2009; MacDougall and Turkington, 2005). Les espècies exòtiques invasores poden afectar de diferents formes a les espècies autòctones, per competència directe com a conseqüència de nínxols ecològics similars o superposats, per l'alteració dels hàbitats a causa de l'acció de les invasores, i en definitiva per l'alteració de l'equilibri de l'ecosistema (Cox and Temple, 2009; Fridley et al., 2007; Hulme, 2007; Vilà et al., 2010; White et al., 2006).

El procés generalitzat i irreversible de globalització, amb el conseqüent increment de trànsit de persones i recursos augura un augment progressiu d'aquesta amenaça per a la biodiversitat (Andreu and Pino, 2013; Hulme, 2009; Vilà and Ibáñez, 2011). Aquest trànsit de persones i recursos presenta una important relació amb el nombre d'espècies invasores en diferents països (Keller et al., 2014; Westphal et al., 2008). El comerç és particularment important per als amfibis i els rèptils fins al punt que la majoria de les espècies no natives introduïdes ho són a partir del comerç o tràfic d'aquests com a mascotes. Aquestes espècies poden arribar als ambients naturals escapant-se de la captivitat o bé (molt més freqüent) per l'alliberament per part dels propietaris (Kraus, 2009; Masin et al., 2013; van Wilgen et al., 2010). Les tortugues d'aigua dolça es troben entre les espècies més comercialitzades com a mascotes (Masin et al., 2013; Moll and Moll, 2004). Fins als anys 90 del segle passat, aquest comerç es centrava pràcticament en la seva totalitat en la tortuga de tempes roges (*Trachemys scripta elegans*) (Telecky, 2001). A causa de la seva exportació massiva arreu del món, *T. s. elegans* és considerada com una de les 100 espècies invasores més perilloses a nivell global (Lowe et al., 2000). Així, la Unió Europea en va prohibir la importació l'any 1997 d'acord amb l'elevat risc d'invasió biològica (EU Regulation 338/1997; EU Regulation 349/2003). Com a conseqüència, el comerç de tortugues d'aigua dolça va derivar cap a altres subespècies de *T. scripta* (*T. s. scripta* i *T. s. troostii*) i híbrids d'aquestes, i s'ha diversificat encara més cap a altres espècies simplement més atractives o de fàcil manteniment per al mercat (Taula 1) (Ficetola et al., 2012;

ESPÈCIE	ORIGEN	PRIMERA LOCALITZACIÓ	
		CATALUNYA	ESPANYA
<i>Trachemys scripta elegans</i>	Nord Amèrica	1981: Vilanova i la Geltrú (B); Parc de Vilanova (B); Filella et al 1999	1984: Toledo; SIARE
<i>T. s. scripta</i>	Nord Amèrica	2002: Pantà de Foix (B); Martínez-Silvestre et al 2003	2003: Huelva; Pérez Santigosa et al 2006
<i>T. s. troostii</i>	Nord Amèrica	2011: Pantà de Foix (B); Martínez-Silvestre and Soler- Massana 2011	2007: Hondarribia; Egaña- Callejo 2007
<i>T.s.elegans x T.s.scripta</i>	---	2006: Riu Ter (Gi); Feo et al. 2006	2007: Euskadi; Egaña- Callejo 2007
<i>T.s.scripta x T.s.troosti</i>	---	---	2011-2012: Comunitat Valenciana; LIFE- Trachemys 2012
<i>T.s.elegans x T.s.troosti</i>	---	---	2011-2012: Comunitat Valenciana; LIFE- Trachemys 2012
<i>T. ornata</i>	Nord Amèrica	---	2004-2006: Sevilla; Gacio- Iovino et al 2006
<i>T. emolli</i>	Centre Amèrica	2008: Remolar-Filipines (B); Arribas 2008	1995: Huelva; SIARE
<i>T. decussata</i>	Carib	2009: Estanys de Sils (Gi); SIARE	---
<i>Graptemys kohnii</i>	Nord Amèrica	2013: Barcelona; SIARE	1998: Huelva; Pleguezuelos 2002
<i>G. ouachitensis</i>	Nord Amèrica	---	2011-2012: Comunitat Valenciana; LIFE- Trachemys 2012
<i>G pseudogeographica</i>	Nord Amèrica	1999:La Foixarda (B); Filella et al 1999	2001: Huelva; SIARE
<i>Chrysemys picta</i>	Nord Amèrica	1990: Castelldefels (B); SIARE	2004-2006: Sevilla; Gacio- Iovino et al 2006
<i>Chelydra serpentina</i>	Nord Amèrica	1999: Torredembarra (T); Martínez-Silvestre et al 2003	2002: Tenerife; Pleguezuelos 2002
<i>Macrochelys temminckii</i>	Nord Amèrica	2013: Barcelona; SIARE	Gran Canaria; Base de Datos de Especies Introducidas en Canarias
<i>Pseudemys concinna</i>	Nord Amèrica	2008: Barcelona; Arribas 2008	2007: Hondarribia; Egaña- Callejo 2007
<i>P. floridana</i>	Nord Amèrica	1984: Aiguamolls de l'Empordà (Gi); Filella et al 1999	2005: Guipúzcoa; Egaña- Callejo 2007
<i>P. nelsonii</i>	Nord Amèrica	2008: Barcelona; Arribas 2008	2005: Huelva; Vivas 2006

Taula 1: Llistat d'espècies de tortugues exòtiques detectades en llibertat en diferents ambients aquàtics a Catalunya i Espanya fins al moment. B: Barcelona; T: Tarragona i Gi: Girona.

<i>Pelodiscus sinensis</i>	Àsia (Est)	1999: Hostalets de Pierola (B); Martínez-Silvestre et al 2003	1995: Huelva; SIARE
<i>Mauremys reevesii</i>	Àsia (Est)	2011: Pantà de Foix (B); Martínez-Silvestre and Soler-Massana 2011	2003-2006: Comunitat Valenciana; LIFE-Trachemys 2012
<i>M. sinensis</i>	Àsia (Sudest)	---	2003-2006: Comunitat Valenciana; LIFE-Trachemys 2012
<i>Cyclemys dentata</i>	Àsia (Sudest)	1999: Cambrils (T); Martínez-Silvestre et al 2003	---
<i>Apalone ferox</i>	Nord Amèrica	2013: Catalunya; Andreu and Pino 2013	2015: Ciudad Real; Cruz et al 2015
<i>A. spinifera</i>	Nord Amèrica	---	2004-2006: Sevilla; Gacio-Iovino et al 2006
<i>Chelus fimbriata</i>	Sud Amèrica	---	DAISIE
<i>Pelomedusa subrufa</i>	Centre i Sud d'Àfrica	---	1987: Huelva; SIARE
<i>Emydura subglobosa</i>	Oceania	---	2004-2006: Sevilla; Gacio-Iovino et al 2006
<i>Mauremys leprosa</i> *	Extremadura	1997: Canyelles (B); Sant Julià de Ramis (Gi); Dades pròpies no publicades	---
<i>Emys orbicularis</i> *	Àrea del Mar Negre	2007: Caldes de Malavella (Gi); Franch et al 2008; Velo-Antón et al 2011	2007: València; Madrid; Velo-Antón et al 2007

Taula 1 (Cont.): Llistat d'espècies de tortugues exòtiques detectades en llibertat en diferents ambients aquàtics a Catalunya i Espanya fins al moment. B: Barcelona; T: Tarragona i Gi: Girona. * Translocacions d'espècies autòctones detectades bé per tècniques d'identificació molecular (Velo-Antón et al., 2011, 2007) o bé per testimonis orals.

Martínez-silvestre et al., 2015). La presència d'individus o poblacions de tortugues exòtiques invasores té un impacte negatiu sobre les espècies autòctones (Cadi and Joly, 2004; Pearson et al., 2015; Polo-Cavia et al., 2012) degut a la competència i/o interferència en l'explotació de recursos tròfics, zones de posta o de insolació entre d'altres (Bertolero and Busack in press.; Cadi and Joly, 2004, 2003; Díaz-Paniagua et al., 2002; Franch et al., 2007; García-Díaz et al., 2015; Lambert et al., 2013; Pérez-Santigosa et al., 2011; Polo Cavia, 2009; Polo-Cavia et al., 2011, 2010, 2009, 2015) i per transferència de malalties o paràsits (Cadi and Joly, 2004; Domènech et al., 2015; Hidalgo-Vila et al., 2009, 2008; Meyer et al., 2015; Silbernagel et al., 2013; Verneau et al., 2011).

A més dels efectes provocats per les espècies amb nínxols similars, les tortugues aquàtiques poden patir els efectes d'altres espècies introduïdes. Aquestes incrementarien la pressió de depredació en alguna de les seves fases vitals. Així, a l'Europa occidental, és cada cop més estesa la presència de mamífers invasors

considerats depredadors o oportunistes com el visó americà (*Neovison vison*) (Genovesi et al., 2012; Melero et al., 2008; Nentwig et al., 2010) l'ós rentador (*Procyon lotor*) (Beltrán-Beck et al., 2012; Böhm et al., 2013a; Fritz et al., 2013; Genovesi et al., 2012; Salgado, 2015), el gos viverrí (*Nyctereutes procyonoides*) (Fritz et al., 2013; Genovesi et al., 2012; Kauhala and Kowalczyk, 2011; Sutor et al., 2014) o el coatí (*Nasua nasua*) (Genovesi et al., 2012; Mayol et al., 2009; Nentwig et al., 2010). Per a la conservació de les tortugues aquàtiques autòctones cal que aquesta nova amenaça sigui considerada molt seriosament (Cox and Temple, 2009; Genovesi et al., 2012).

3. Impacte per translocacions intraespecífiques

La diversitat genètica és un dels factors més importants de la biodiversitat i que té gran importància a nivell de conservació ja permet a l'individu o a la població afrontar l'estrès produït per qualsevol factor ambiental (Frankham et al., 2010). Així, aquesta diversitat és fruit de l'evolució de les espècies en un ampli espectre de condicions i pot comportar processos de diferenciació poblacional i d'especiació (Schluter, 2001; Templeton, 1981; Wiens, 2004).

La hibridació és el procés en què dues espècies, llinatges o poblacions es creuen donant descendència viable amb genoma de les dues línies parentals. Si aquesta descendència aconsegueix reproduir-se amb alguna de les lones parentals per retrocreuament i perduren el en temps, el procés s'anomena introgressió (Rhymer and Simberloff, 1996). El contacte o hibridació entre poblacions genèticament diferenciades pot comportar conseqüències positives per a la viabilitat poblacional quan l'increment potencial de la variabilitat genètica del grup híbrid es tradueix en un efecte d'heterosis o reduint la depressió per endogàmia (Frankham, 1995). Més sovint, però, la hibridació es considera la causa de l'extinció de moltes poblacions en molts taxons, ja sigui perquè l'adaptació local s'interromp en els híbrids o simplement perquè la integritat genètica d'un grup es perd (Allendorf et al., 2001; Rhymer and Simberloff, 1996; Vernesi et al., 2003). La translocació de llinatges al·lòctons pot produir un efecte negatiu important en poblacions, una pèrdua de diversitat a l'homogeneïtzar genèticament poblacions fins al moment separades i diferenciades. Així, la identificació dels processos d'hibridació i/o d'introgressió genètica d'espècies o varietats no natives, té importants implicacions en la conservació ja que, entre d'altres efectes no menys importants, poden modificar processos evolutius singulars de poblacions particulars (Fong and Chen, 2010; Parham et al., 2013; Templeton, 1986).

Les tortugues representen un cas excepcional entre els vertebrats per analitzar aquest tipus de processos per la seva capacitat d'hibridar-se, fins hi tot entre llinatges relacionats però distants (Buskirk et al., 2005; Parham et al., 2013; Spinks et al., 2004) i també pel fet que aquest grup és i ha estat intensament explotat

facilitant la cohabitació degut a la dispersió antropogènica per translocacions (Masin et al., 2013; Moll and Moll, 2004; Parham et al., 2013). S'han constatat evidències en espècies del grup de *Trachemys* a l'Amèrica Central que les translocacions antròpiques són les responsables del contacte causant de la introgressió genètica (Parham et al., 2013). En varies illes del Carib, on és comú la presència de la tortuga de tempes roges (*T. s. elegans*) s'està produint la hibridació amb espècies endèmiques insulars del mateix gènere *Trachemys* (Parham et al., 2013).

Les translocacions d'espècies en el context més recent es produeixen bàsicament per un interès particular (comerç, tinença com animal de companyia o col·leccionisme, ...) o bé per a un interès de conservació o preservació d'espècies (Velo-Antón and Pinya 2015). Les espècies exòtiques o natives, que procedeixen del comerç, tant legal com il·legal, es destinen tot sovint a animals de companyia. Al cap d'un cert temps, però, els propietaris se'n despenen i les alliberen en àrees no natives donant lloc a greus problemàtiques com l'establiment d'espècies exòtiques invasores o processos d'hibridació i/o introgressió genètica amb la conseqüent pèrdua de diversitat (Kraus, 2009; Masin et al., 2013; van Wilgen et al., 2010; Velo-Antón et al., 2011).

Sovint, en el marc d'un interès per a la conservació o preservació i per tal de revertir les tendències negatives observades en moltes espècies d'arreu del món, les translocacions han esdevingut una eina força utilitzada (Dodd Jr. and Seigel, 1991; Mignet et al., 2014). Aquestes translocacions, tant d'espècies considerades cinegètiques, com protegides i/o amenaçades, es realitzen freqüentment promocionades o emparades per l'administració local, tot sovint sense cap mena d'estudi d'impacte sobre els ecosistemes o les poblacions receptores i obviant de forma sistemàticament la procedència dels exemplars (Bertolero and Oro, 2009; Franch et al., 2007; Rhymer and Simberloff, 1996; Velo-Antón, 2013; Vernesi et al., 2003). Aquest fet, lluny de resoldre les problemàtiques per les quals s'han justificat les translocacions, poden comportar greus problemes de conservació per a les poblacions receptores.

4. Espècies d'estudi

4.1. La tortuga de rierol - *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812)

Nom Científic Acceptat

Mauremys leprosa (Schweigger, 1812)

Sinonímia parcial

Emys leprosa Schweigger 1812

Emys lutescens Schweigger 1812

Emys marmorea Spix 1824

Clemmys sigriz Michahelles 1829

Emys vulgaris Gray 1830

Emys laticeps Gray 1854

Emys fuliginosus Gray 1860

Clemmys leprosa Strauch 1862

Mauremys laniaria Gray 1869

Emys flavipes Gray 1869

Emys fraseri Gray 1873

Emys caspica var. *leprosa* Böttger 1874

Clemmys leprosa Boulenger 1889

Clemmys caspica leprosa Loveridge & Williams 1957

Mauremys caspica Malkmus, 1983

Mauremys leprosa Bour 1978.

Taxons Infraespecífics

Mauremys l. leprosa (Schweigger, 1812)

Mauremys l. saharica Schleich, 1996

Noms Comuns a l'Àrea d'Estudi

Tortuga de rierol (Cat.)

Galápago leproso (Cast.)

Mediterranean pond turtle; Mediterranean stripe-necked terrapin; Spanish terrapin (Ang.)

Emyde lépreuse (Fra.)

Classificació

Regne	Animalia
Fílum	Chordata
Classe	Reptilia
Ordre	Testudines
Família	Geoemydidae
Gènere	<i>Mauremys</i>

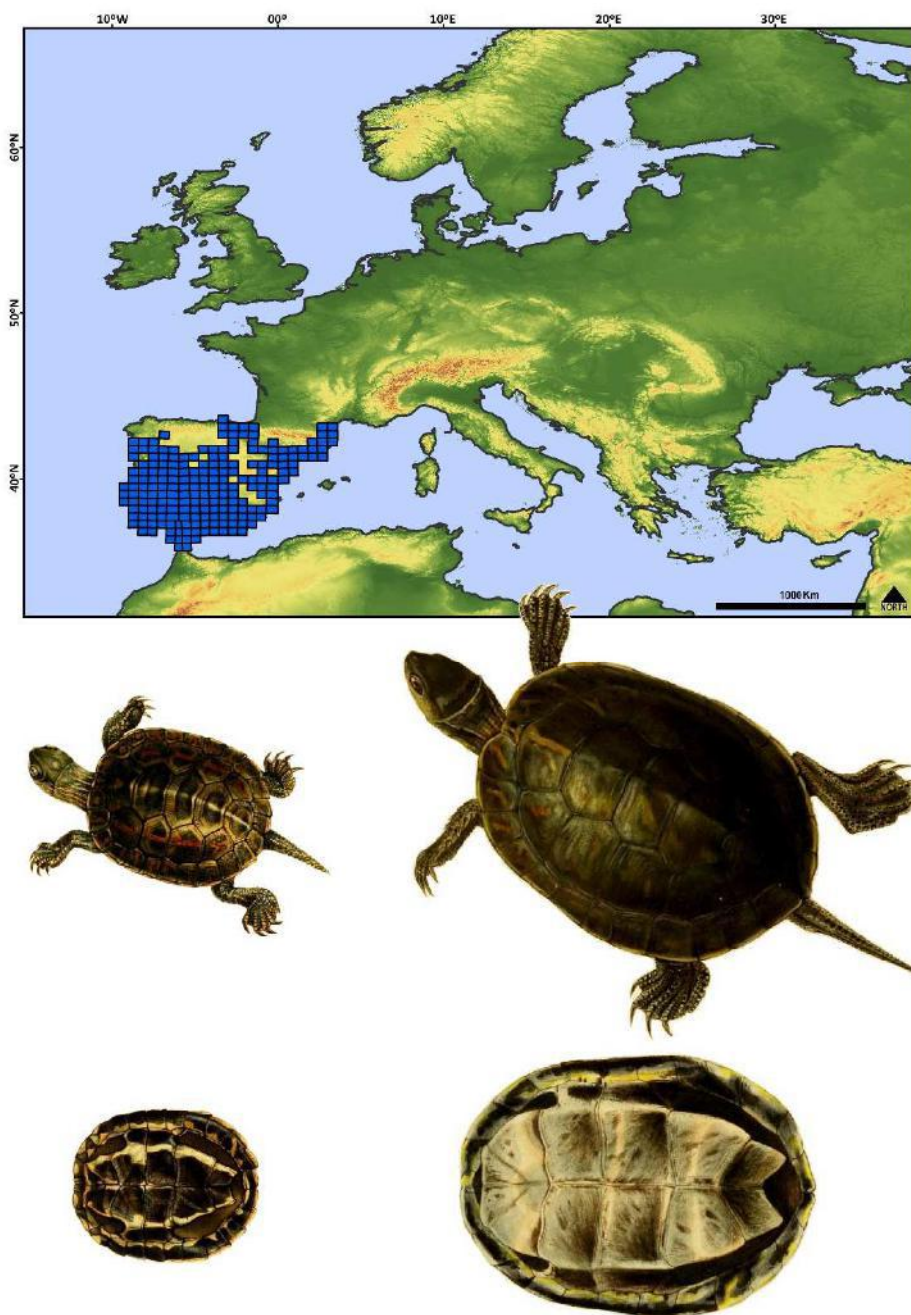


Figura 1: A la figura, distribució actual de *M. leprosa* a Europa (Sillero et al., 2014) i primeres il·lustracions de l'espècie (en aquest cas com a *Emys lutaria*) de finals del segle XIX (Sowerby and Lear, 1872).

4.1.1. Descripció

La tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) es caracteritza per tenir una closca o gualdrapa deprimida i en general de color bru olivaci, amb línies ataronjades al cap, coll i potes (molt patents en animals joves i que es van diluint fins a desaparèixer amb l'edat). Pot arribar aproximadament als 23 cm de longitud màxima. Els dits apareixen units per membranes interdigitals deixant lliures sols les ungles. El plastró és relativament gran, sense cap xarnera còrnia i està unit a la gualdrapa per un pont ossi. L'espècie presenta dimorfisme sexual focalitzat sobretot en un plastró lleugerament còncau en els mascles i planer en les femelles, la longitud i amplitud de la part anterior de la cua, molt superior en mascles adults i també en la grandària màxima assolida pels exemplars, superior en femelles (Bertolero and Busack in press.; Díaz-Paniagua and Andreu, 2014).

4.1.2. Distribució

L'àrea de distribució de l'espècie es limita al sud-est d'Europa i al nord-oest d'Àfrica: Sud-oest de França, Espanya, Portugal, Marroc, Algèria, Tunísia, oest de Líbia i algunes poblacions isolades a Mauritània i Níger (van Dijk et al., 2013; van Dijk et al., 2014). A la Península Ibèrica, es troba àmpliament distribuïda al centre, sud-oest, la vall de l'Ebre i tota la costa Mediterrània (da Silva, 2002; Díaz-Paniagua and Andreu, 2014; Díaz-Paniagua et al., 2015; Rodríguez-Rodríguez et al., 2015). A França, l'espècie s'estén pel litoral mediterrani, des de la vall del Roine fins a les Alberes (Pirineus), presentant poblacions viables i estables a la regió del Languedoc-Roussillon (Courmont and de Sousa, 2011).

4.1.3. Habitat i ecologia

La tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) presenta un marcat caràcter termofilic (da Silva and Blasco, 1997) i es mostra poc selectiva en els requeriments d'hàbitat, establint-se en basses, llacunes, estanys, canals, rius i rieres d'aigües lentes, permanents i/o temporals (Gómez-Cantarino and Lizana, 2000; Keller, 1997; Segurado and Figueiredo, 2007; Segurado et al., 2012). L'espècie tolera perfectament aigües eutròfiques, ha estat localitzada en àrees amb cert grau de contaminació (da Silva and Blasco, 1997; da Silva, 2002; Naimi et al., 2012) i fins hi tot en aigües salobres (Franch et al., 2007; Malkmus, 2004). A nivell de dieta, *M. leprosa* és una espècie omnívora oportunista amb la capacitat de modificar la seva dieta en funció dels recursos tròfics disponibles (Pérez-Santigosa et al., 2011).

4.1.4. Situació poblacional

Es considera una espècie relativament comú si bé es troba en regressió en algunes àrees de la Península com el cas del nord-oest de Portugal (Araújo and Segurado, 2008; da Silva, 2002; Díaz-Paniagua et al., 2015; Jiménez et al., 2002) amb el contrapunt d'una aparent expansió a Catalunya (Franch et al., 2015). A

França, l'àrea de distribució als anys 70 es reduïa exclusivament a la vall de Banyuls (Franck, 1998; Knoepffler, 1979) però darrerament s'han localitzat diferents nuclis poblacionals viables pràcticament a tota la plana rossellonenca i individus aïllats al llarg del litoral fins a la vall del Roine (Courmont and de Sousa, 2011).

4.1.5. Amenaces

Les principals amenaces conegudes que poden amenaçar la supervivència dels individus i/o poblacions de la tortuga de rierol són, en primer lloc la destrucció, modificació i fragmentació dels hàbitats que ocupa l'espècie (da Silva, 2002; Segurado and Figueiredo, 2007; Segurado et al., 2004), la introducció d'espècies exòtiques invasores, especialment *Trachemys scripta elegans*, tant per competència directe, per recursos o bé per transferència de paràsits i/o malalties (p.e. Meyer et al., 2015; Polo-Cavia et al., 2015, 2011); La depredació de postes i juvenils per part de diferents espècies de vertebrats (p.e. Bertolero and Busack in press.; Clavero et al., 2005; García-Díaz et al., 2015) i possiblement el cranc de riu americà (*Procambarus clarkii*) com suggereix Araújo and Segurado (2008) i també i ja cada cop menys freqüent, la espoliació/captura d'exemplars per a esdevenir animals de companyia (Bertolero and Busack in press.).

4.1.6. Situació legal i estat de conservació

ÀMBIT D'APLICACIÓ	ESTATUS
ÀMBIT INTERNACIONAL	
IUCN Red List	No inclosa (2015)
CITES	No inclosa
ÀMBIT EUROPEU	
European Union Habitats Directive (92/43/CEE)	Annexes II i IV
Berne Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats	Annex II
Natura 2000 Network	Parcialment Protegida
European Red List of Reptiles (Cox and Temple 2009),	Vulnerable
ÀMBIT D'ESTUDI	
Catalunya: Llei 3/1988 i 12/2006	Inclusa
Espanya: Real Decreto 1193/1998 (Anexo II); Ley 42/2007 (Anexo II); Real Decreto 139/2011; Real Decreto 1015/2013 (Anexo II)	Inclusa
Espanya: The Spanish Red Book (Pleguezuelos et al. 2002).	Vulnerable
França: Species and Habitats (Art. 2 Decree 19 November 2007)	Protegida
França: Liste Rouge des Espèces Menacées en France (2009).	En Perill B1ab(i,ii,iii,iv,v)

Taula 2. Informació actualitzada sobre les diferents lleis i catalogacions sobre *M. leprosa* a l'àmbit d'estudi (Böhm et al., 2013a; Courmont and de Sousa, 2011; Cox and Temple, 2009; Pleguezuelos, 2002; P.P. van Dijk et al., 2013).

4.2. La tortuga de tempes roges - *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1838)

Nom Científic Acceptat

Trachemys scripta elegans (Wied 1838)

Sinonímia parcial

Trachemys scripta elegans (Wied 1838)

Emys elegans Wied 1839: 213

Emys cumberlandensis Holbrook 1842

Emys holbrooki Gray 1844

Emys terrapin Wailes 1854

Emys sanguinolenta Gray 1855

Trachemys elegans Agassiz. 1859

Trachemys lineata Gray 1873

Chrysemys scripta var. *elegans* Boulenger 1889

Pseudemys elegans Force 1928

Pseudemys scripta elegans Cagle 1944

Trachemys scripta elegans Iverson 1986

Taxons infraespecífics

Trachemys s. scripta (Schoepff 1792)

Trachemys s. elegans (Wied 1838)

Trachemys s. troostii (Holbrook 1836)

Noms comuns a l'àrea d'estudi

Tortuga de tempes roges; Tortuga d'orelles vermelles; (Tortuga de Florida) (Cat.)

Galápago de orejas rojas; (Galápago de Florida) (Cast.)

Red-eared Slider (Ang.)

Tortue à tempes rouges; (Tortue de Floride) (Fra.)

Classificació

Regne	Animalia
Filum	Chordata
Classe	Reptilia
Ordre	Testudines
Família	Emydidae
Gènere	<i>Trachemys</i>
Espècie	<i>Trachemys scripta</i>

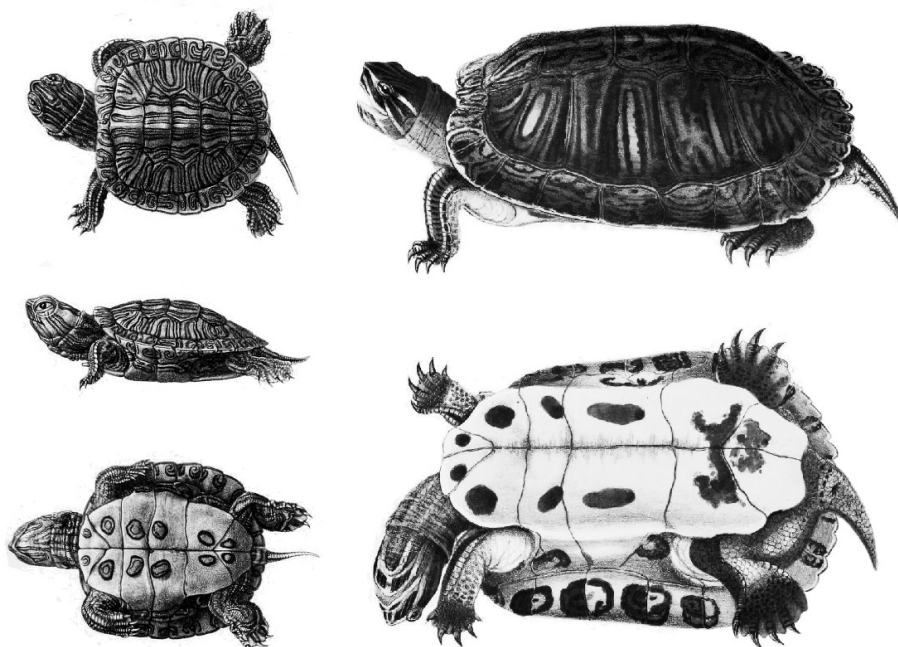
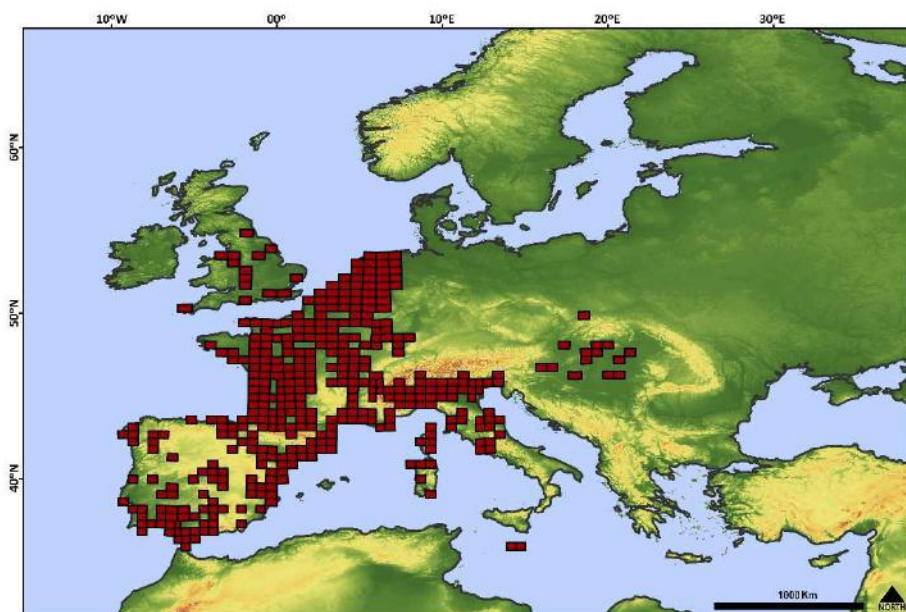


Figura 2. Distribució actual de *T. s. elegans* a Europa (Sillero et al., 2014) i primeres il·lustracions de l'espècie de finals del segle XIX: individu tipus juvenil de *Trachemys elegans* (Agassiz, 1860) i adult de *Emys cumberlandensis** (Il·lustració original a color, Holbrook, 1842).

*Inicialment, *Emys cumberlandensis* incloïa tant la actual *T. s. troostii* com *T. s. elegans*. Aquesta il·lustració d'*E. cumberlandensis*, pel disseny i patrons de coloració que representa s'hauria basat en *T. s. troostii*, no existint il·lustracions d'individus adults de la tortuga de tempes roges dins a la primera meitat del segle XX.

4.2.1. Descripció

La tortuga de tempes roges, *Trachemys s. elegans* (Wied, 1838), presenta una coloració verdosa amb tonalitats grogues variables que formen des d'ocells a franges. Com a element característic i inequívoc presenta una franja ample de color vermell o taronja (rars vegades groguenca) darrera l'ull i que s'estén fins al coll (Ernst and Lovich, 2009; Gibbons, 1990a; Martínez-Silvestre et al., 2011). Les extremitats són robustes i amb membranes interdigitals; pot assolir una grandària màxima de 30 o 31 cm (Ernst and Barbour, 1989; Gibbons, 1990a). Existeix un marcat dimorfisme sexual en l'espècie: els mascles presenten una major llargada de les tres ungles centrals de les extremitats anteriors, major longitud i amplada de la part anterior de la cua, i unes talles màximes bastant inferiors a les femelles (Ernst and Barbour, 1989). Cal destacar també, que quan els mascles assoleixen una edat avançada, presenten una tendència al melanisme, enfosquant i uniformitzant la coloració, tant del plastró/gualdrapa com de la resta del cos i podria comportar identificacions errònies i confusions (Ernst and Lovich, 2009; Gibbons, 1990a; Martínez-Silvestre et al., 2011).

4.2.2. Distribució

El gènere *Trachemys* (Schoepff, 1792) té una distribució molt àmplia, des del llac Michigan estenent-se per l'est i el centre dels USA, ocupant gran part de Mesoamèrica, el Carib i una àmplia zona d'Argentina i Brasil (Seidel, 2002). L'espècie *T. scripta*, que actualment es compon de tres subespècies, presenta una distribució restringida a l'est i centre dels Estats Units i el nord-est de Mèxic (Seidel, 2002; van Dijk et al., 2014). *T. s. elegans* és una subespècie originària del sud-oest dels Estats Units. La seva distribució nativa s'estén des de Virgínia fins al nord-est de Mèxic, ocupant pràcticament tota la conca del Mississipí (Alabama, Arkansas, Florida, Georgia, Illinois, Indiana, Iowa, Kansas, Kentucky, Louisiana, Mississippi, Missouri, Nebraska, New Mexico (est), Ohio, Oklahoma, Tennessee, Texas, West Virginia (Ernst and Barbour, 1989; Ernst and Lovich, 2009; Seidel, 2002).

T. s. elegans i degut a la seva preponderància en el mercat i tràfic massiu d'espècies per a animals de companyia, ha esdevingut l'espècie (subespècie per ser més exactes) més àmpliament introduïda arreu del planeta (Chen and Lue, 1998; Gibbons and Avery, 2000; Lever, 2003; Luiselli et al., 1997; Pleguezuelos, 2002; Ramsay et al., 2007). Actualment està considerada com a una de les 100 espècies invasores més perilloses a nivell mundial (Lowe et al., 2000).

4.2.3. Habitat i ecologia

En la seva distribució original, la tortuga de tempes roges (*T. s. elegans*) es considerada com a generalista d'hàbitat, trobant-se present a gran varietat

d'ambients aquàtics continentals com rius, canals, torrents, embassaments i basses entre d'altres. Tots ells caracteritzats per fons tous, de corrent mínim o nul i de vegetació abundant (Buhlmann et al., 2008; Ernst and Lovich, 2009; Gibbons and Avery, 2000). Pel que fa a les seves poblacions introduïdes a Europa, l'espècie es comporta com a oportunista d'hàbitats, ocupant pràcticament tots els tipus de masses d'aigua dolça possibles amb la característica comú de torbar-se pròxima a zones urbanes o de lleure (Martínez-Silvestre et al., 2011; Valdeón et al., 2010).

A nivell tròfic, la tortuga de tempes roges és considerada omnívora amb un ampli espectre de recursos alimentaris tant animals com vegetals i amb una clara tendència de la carnívor a neonats i juvenils al vegetarianisme en adults (Ernst and Lovich, 2009; Parmenter and Avery, 1990).

4.2.4. Situació poblacional

En la seva distribució, l'espècie és comú en tota la seva àrea nativa i presenta tendències poblacionals estables (Ernst and Lovich, 2009; van Dijk et al., 2013). A nivell global i com a espècie invasora, presenta una tendència a la seva expansió geogràfica i a la consolidació de poblacions arreu. Així, pel que fa a la Península Ibèrica i sud de França la seva distribució i abundància continua incrementant-se tant per l'encara alliberament d'exemplars com per la seva reproducció en condicions naturals (Geniez and Cheylan, 2012; Martínez-Silvestre et al., 2011; Pérez-Santigosa et al., 2008; van Dijk et al., 2014).

4.2.5. Amenaces

Les poblacions natives de la tortuga de tempes roges poden estar sotmeses a diferents nivells d'impacte per la degradació, fragmentació i/o pèrdua d'hàbitats favorables, contaminació, mortalitat viària o recol·lecció, però en cap cas suposen cap perill per a la supervivència de les poblacions (Andrews et al., 2008; Frazer et al., 1990; van Dijk et al., 2014). *T. s. elegans* sembla adaptar-se a molts climes diferents que, combinat amb la seva àmplia dieta, la versatilitat d'hàbitats i la seva alta capacitat reproductora li proporcionen un elevat potencial d'impacte sobre les tortugues autòctones i les espècies i hàbitats on s'estableix (Pearson et al., 2015). Així, a nivell de espècies de tortugues autòctones, s'ha detectat competència i/o interferència en l'explotació de recursos (Cadi and Joly, 2004, 2003; García-Díaz et al., 2015; Polo Cavia, 2009; Polo-Cavia et al., 2015, 2011) i transferència de malalties o paràsits (Cadi and Joly, 2004; Hidalgo-Vila et al., 2009; Meyer et al., 2015). El fet de ser una espècie exòtica i degut al risc d'amenaça que suposa, se'n recomana la seva extracció del medi (Martínez-Silvestre et al., 2011) tot i que és una mesura de conservació de molt difícil execució.

4.2.6. Situació legal

ÀMBIT D'APLICACIÓ	ESTATUS
ÀMBIT INTERNACIONAL	
IUCN Red List	Preocupació Menor (2013)
CITES	No inclosa
100 of the world's worst invasive alien species (Lowe et al., 2000)	Inclosa
ÀREA NATIVA	
U.S. Rounded National Status Rank:	N5 - Segura
U.S. Endangered Species Act (ESA)	No
Bureau of Land Management	No
USDA Forest Service	No
ÀMBIT EUROPEU	
European Union Habitats Directive (92/43/CEE)	No inclosa
Berne Convention on the Conservation of European Wildlife and Natural Habitats	No inclosa
European strategy on invasive alien species (Genovesi and Shine, 2004)	Inclosa
Council Regulation 338/97/EC on the protection of the species of wild flora and fauna by regulating trade therein (Modified and implemented by:)	Altament Restringida
Commission Regulation (EC) No 1497/2003 of 18 August 2003	Prohibició de comerç
Commission Reg. (EU) No 1320/2014 of 1 December 2014	individus vius
Natura 2000 network	No inclosa
European Red List of Reptiles (Cox and Temple 2009)	No inclosa
ÀMBIT D'ESTUDI	
Catalunya: Projecte Exoaqua (Andreu et al., 2011)	Inclosa
Espanya: Catálogo español de especies exóticas invasoras (Real Decreto 630/2013, de 2 de Agosto).	Inclosa
França: Code de l'environnement Art. L. 411-3 et Arrêté (JO – 10/09/2010)	Restringida
França: Arrêté ministériel du 10/08/2004.	Restringida

Taula 3. Informació actualitzada sobre les diferents lleis i catalogacions que afecten *T. s. elegans*, tant en el seu rang de distribució original com l'àmbit d'estudi (Böhm et al., 2013a; Courmont and de Sousa, 2011; Cox and Temple, 2009; Pleguezuelos, 2002; van Dijk et al., 2013).

5. Àrea d'estudi.

L'àrea d'estudi on s'emmarquen els treballs de la present tesi es centra en la zona límit de la distribució nord de *M. leprosa* a la Mediterrània occidental. Administrativament parlant, inclou Catalunya (nord-est de la Península Ibèrica) i part del Rosselló (sud de França; nova denominació oficial, Occitània 16-VI-2016, fruit de la reforma de Regions de 2014) (Figura 3).

La zona presenta un clima Mediterrani amb influències continentals i atlàntiques i forma part principalment de les regions biogeogràfiques Mediterrània i Eurosiberiana. A les parts culminals dels Pirineus (fins als 3000 m) apareix també àrees alpines i subalpines. Meteorològicament parlant, l'àrea és molt variable degut principalment al seu relleu i a la seva topografia (Sacasas, 2007).

El paisatge principal de l'àrea es troba dominat per boscos, mosaics agroforestals amb nuclis tant urbans com industrials a les zones més baixes. Aquestes àrees urbanes i industrials demogràficament més denses es concentren sobretot al litoral. Amb tot, existeixen innumbrables variacions locals dependents sempre de factors climàtics, orogràfics i antròpics.

Les tortugues aquàtiques continentals presents a la zona d'estudi, en aquest cas *M. leprosa* es mostra molt poc selectiva en els seus requeriments d'hàbitats (Gómez-Cantarino and Lizana, 2000; Keller, 1997; Segurado and Figueiredo, 2007; Segurado et al., 2012). Així, les principals zones d'estudi representen pràcticament tot l'espectre possible d'ambients disponibles per a l'espècie (Figura 4). Aquests ambients estan representants per aiguamolls litorals amb major o menor grau de salinitat, zones humides continentals, ambients fluvials estables i ambients fluvials de marcat caràcter mediterrani. A més d'aquestes tipologies, les masses d'aigua de les diferents zones presenten diferents gradients ambientals i d'antropització del medi aquàtic i el seu entorn.

D'aquestes zones d'estudi, el Delta del Llobregat centra una part important del treball d'aquesta tesi. Aquesta àrea d'estudi compren pràcticament tota la plana deltaica del Riu Llobregat situada al sud oest de l'àrea metropolitana de Barcelona (Figura 5). Degut a la seva geomorfologia i al seu origen fluvial, l'àrea és molt rica en ambients aquàtics com llacunes, aiguamolls, herbassars i àrees fluvials, hàbitats especialment favorables per a la tortuga de rierol (*M. leprosa*) i també per a l'exòtica invasora *T. s. elegans*. Es pot trobar també zones de sorrells costaners, petites àrees de matollars i pinedes litorals. El paisatge dominant però, són els ambients artificials i els conreus representen més del 80% de la superfície de la plana deltaica (Figura 5). La seva situació dins una àrea densament poblada i com ha succeït en molts altres sistemes d'aiguamolls costaners de la mediterrània

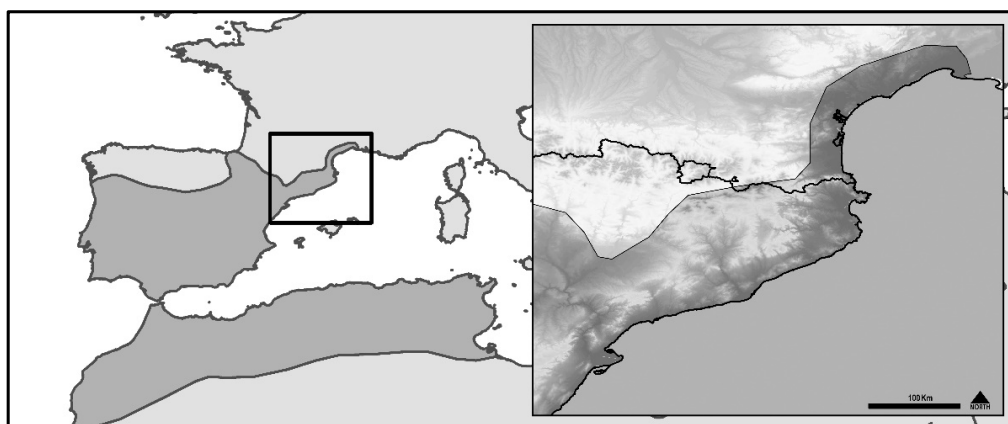
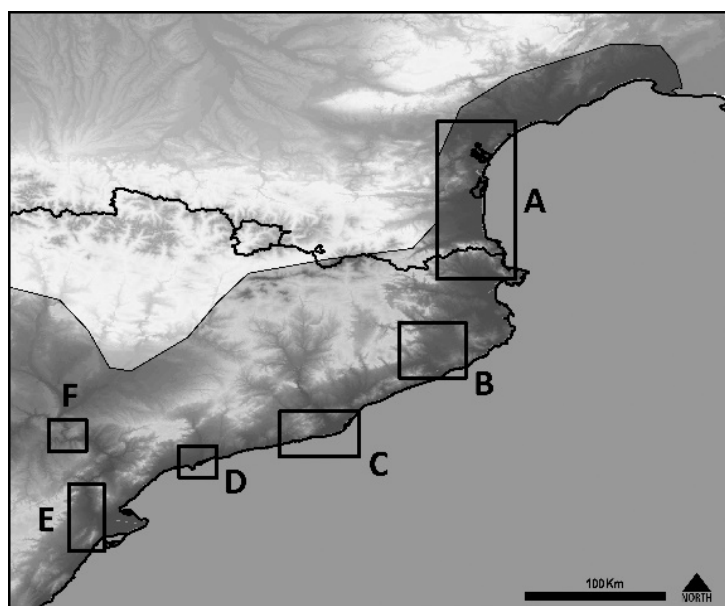


Figura 3. Àrea de distribució de *M. leprosa* a la mediterrània occidental. Al requadre ampliat a la dreta de la imatge, àrea d'estudi general.

Figura 4. Principals zones d'estudi que han aportat dades i informacions rellevants per als diferents treballs realitzats. A: les Corberes, plana del Rosselló, Alberes franceses i Alberes catalanes; B: Plana de la Selva ; C: Delta del Llobregat i rieres del Garraf; D: Sèquia Major; E: Illa Audí i Uldecona i F: Reserva de Sebes, Flix.



occidental, aquest tipus d'ecosistemes han sofert una dràstica pressió antròpica en el darrer segle que n'ha comportat pràcticament la seva desaparició. Les principals modificacions en els usos del sòl varen anar transformant inicialment el paisatge amb àmplies zones agrícoles que progressivament han anat donant pas a grans urbs, àrees residencials i de serveis, infraestructures de transport i complexes industrials.

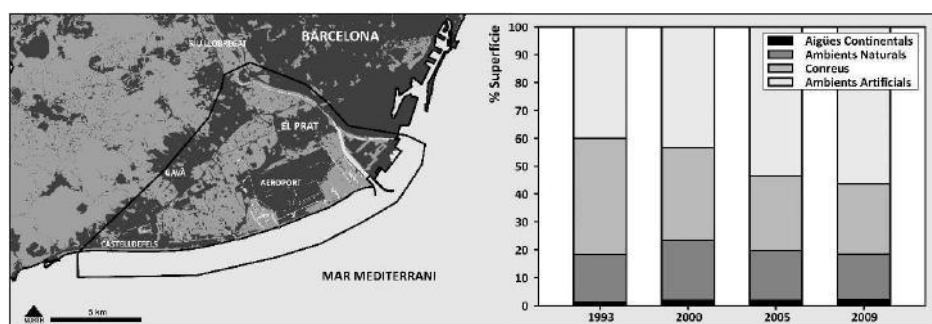


Figura 5. A l'esquerra, zona d'estudi del Delta del Llobregat. En gris fosc, àrees urbanes, industrials, infraestructures i altres ambients artificials; En gris conreus i principals àrees naturals com aiguamolls, prats, matollars i boscos; En gris clar; sistemes aquàtics com llacunes, aiguamolls, canals i cursos fluvials. A la dreta, evolució dels principals usos del sòl de tota la plana deltaica del Llobregat entre 1993 i 2009. Els ambients naturals inclouen boscos, bosquines i matollars, vegetació d'aiguamolls, prats, herbassars i platges. Els ambients artificials inclouen erms, zones urbanes, residencials, comercials i industrials així com infraestructures viàries, elèctriques, ports i aeroports (CREAF 2016).

OBJECTIUS

OBJECTIUS

En el context del declivi global de biodiversitat (Ehrlich, 1988; Pereira et al., 2012; Pimm, 2008) s'analitzen les problemàtiques que afecten a les tortugues aquàtiques continentals a l'Europa Occidental, àrea inclosa dins la conca Mediterrània, considerada com un dels hotspots de biodiversitat a escala mundial (Cox et al., 2006; Myers et al., 2000).

A l'Europa Occidental existeixen sols dues espècies autòctones de tortugues aquàtiques continentals: la tortuga d'estany (*Emys orbicularis*) (L., 1758) i la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) (Schweigger, 1812) (Arnold and Ovenden, 2003; Cox and Temple, 2009). *E. orbicularis* presenta una àmplia distribució que engloba tota la conca Mediterrània, centre Europa i s'estén fins al mar d'Aràl (van

Dijk et al., 2014; Velo-Antón et al., 2011). Aquesta, és una espècie molt estudiada tant pel seu delicat estat de conservació com per l'interès suscitat i actualment compta ja amb un gran coneixement de la seva biologia, i amb plans d'estudi i seguiment, conservació i gestió de poblacions a pràcticament tota la seva àrea de distribució (Franch et al., 2007; Fritz et al., 2013; Velo-Antón, 2013). El cas de la tortuga de rierol (*M. leprosa*) és diferent. Fins fa relativament poc no havia estat considerada de la mateixa forma. Així, actualment, en el marc de la preservació de la biodiversitat, ha pres rellevància degut a la seva àrea de distribució a Europa, molt més reduïda que la tortuga d'estany. Aquesta, es limita només a la Península Ibèrica i una petita part del sud de França (da Silva, 2002; van Dijk et al., 2014). Aquesta distribució coincideix amb una de les zones amb major quantitat d'impactes d'origen antròpic de la Conca Mediterrània (Lloret et al., 2002; Underwood et al., 2009).

La tortuga de rierol es troba greument amenaçada (Pleguezuelos et al., 2002; van Dijk et al., 2014) així com també ho estan els ecosistemes d'aigua dolça que ocupa (Strayer and Dudgeon, 2010; Ward and Tockner, 2001). Tant per l'espècie com per als ambients aquàtics continentals no existeix una única causa que provoqui seu declivi, sinó que aquest és el resultat de la interacció de múltiples factors (Courmont and de Sousa, 2011; Cox and Temple, 2009), essent-ne la major part d'origen antròpic (White et al., 2006). D'aquests múltiples factors es pot destacar (1) l'alteració, la fragmentació i pèrdua d'hàbitat amb efectes directes sobre l'espècie i evidentment sobre els ambients aquàtics continentals (Aresco, 2005; Bertolero and Busack in press.; Cox and Temple, 2009); (2) la presència d'individus o poblacions de tortugues exòtiques invasores amb un impacte negatiu sobre les espècies autòctones (Hidalgo-Vila et al., 2009; Pérez-Santigosa et al., 2011; Polo-Cavia et al., 2015) i (3) la translocació de llinatges al·lòctons de la pròpia espècie amb un possible efecte negatiu per pèrdua o alteració de la diversitat genètica (Velo-Antón, 2013).

La tesi que aquí es presenta i que porta per títol

“Problemàtica i conservació de tortugues aquàtiques continentals a l'Europa occidental: el cas de la tortuga de rierol, *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812), al nord-est de la Península Ibèrica”

“Problemática y conservación de galápagos en Europa occidental: el caso del galápagos leproso, *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812), en el nordeste de la Península Ibérica”

“Threats and conservation of freshwater turtles in western Europe: the case of the Mediterranean stripe-necked terrapin, *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812) in the Northeastern of the Iberian Peninsula”

pretén analitzar aquestes problemàtiques des d'una òptica de conservació de l'espècie i té com a **OBJECTIU GENERAL**

Determinar els efectes dels impactes antròpics sobre les poblacions de *Mauremys leprosa* al límit de la seva àrea de distribució i aportar coneixement, recursos i eines per a poder-hi fer front.

Aquest objectiu es formula en base a la manca de coneixements existents sobre la biologia i ecologia de les tortugues aquàtiques continentals, especialment la tortuga de rierol, *M. leprosa* i l'exòtica invasora tortuga de tempes roges, *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1838) concretament a Catalunya i al sud de França així com en la problemàtica de la conservació de *M. leprosa* al nord est de la península Ibèrica i sud de França.

Per assolir aquest objectiu general, s'han definit uns objectius específics plantejats en els quatre capítols:

- I. Modelitzar la distribució de *M. leprosa* a Catalunya en diferents períodes de temps per determinar els requeriments bioclimàtics generals d'aquesta i possibles canvis al llarg del temps, descriure les tendències geogràfiques i temporals de l'espècie a Catalunya i identificar possibles causes d'aquestes així com realitzar una revisió de la informació corològica i de l'estatus de conservació de *M. leprosa* a Catalunya (Capítol 1).
- II. Definir i avaluar l'estat de les poblacions de *M. leprosa* i de *T. s. elegans*, descriure la biologia bàsica d'ambdues espècies al Delta del Llobregat, així com analitzar possibles interaccions interespecífiques entre *M. leprosa* i *T. s. elegans* a microescala (Capítol 2).
- III. Determinar l'extensió del solapament de nínxol entre *M. leprosa* i *T. s. elegans* al Delta del Llobregat i quantificar el rol de les variables ambientals i de paisatge en la coexistència d'ambdues espècies al Delta del Llobregat (Capítol 3).
- IV. Actualitzar la corologia de *M. leprosa* i les seves estructures poblacionals al límit nord de la seva distribució, determinar-ne la diversitat genètica i l'origen de les poblacions de *M. leprosa* i suggerir mesures per a la conservació de l'espècie per a fer front a les problemàtiques analitzades (Capítol 4).

Els capítols que componen aquesta tesis es presenten en format article. Tres d'aquests articles es troben ja publicats (Caps. 1, 2 i 4) i el quart manuscrit (Cap. 3) es troba en fase d'adaptació al format requerit per a la seva publicació. Per

aquest motiu els capítols es presenten en l'idioma original de redacció. Amb tot, s'ha inclòs una síntesi dels principals resultats assolits i un resum en català de cada un d'ells.

Capítol 1: Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in Northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species

Anàlisi temporal de la distribució de *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) al nord-est de la Península Ibèrica: un increment inusual en la distribució d'una espècie nativa

Franch, Marc; Montori, Albert; Sillero, Neftalí & Llorente, Gustavo A.; *Hydrobiologia* 757:129–142, 2015; IF (2014/2015): 2.275; IF (2010-2014): 2.031; Q2 in Aquatic Science.

Capítol 2: Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el Delta del Llobregat (NE Ibérico)

Primeres dades sobre la biologia de *Trachemys scripta elegans* en sintopia amb *Mauremys leprosa* al Delta del Llobregat (NE de la Península Ibèrica)

Franch, Marc; Llorente, Gustavo A. & Montori, Albert; GEIB, Serie Técnica 3:85–101, 2007

Capítol 3: Niche overlap of native and invasive species: the case of freshwater turtles in the Llobregat Delta (NE Iberian Peninsula)

Solapament de nínxol d'espècies natives i invasores: el cas de les tortugues aquàtiques continentals al Delta del Llobregat (NE de la Península Ibèrica)

Franch, Marc; Cañedo-Argüelles, Miguel; Montori, Albert; Rieradevall, Maria & Llorente, Gustavo A. To be submitted to *Biological Conservation*. IF (2014/2015): 3.762; IF (2010-2014): 4.748; Q1 in Ecology, Evolution, Behavior and Systematics; Q1 in Nature and Landscape Conservation.

Capítol 4: Demographic structure and genetic diversity of *Mauremys leprosa* in its northern range reveal new populations and a mixed origin

L'estructura demogràfica i diversitat genètica de *Mauremys leprosa* en el límit nord de la seva distribució desvetllen noves poblacions i un origen mixt

Palacios, Carmen; Urrutia, Cristina; Knapp, Nikolai; **Franch, Marc;** Bertolero, Albert; Simon, Gael; Preez, Louis & Verneau, Olivier; *Salamandra* 51:221–230, 2015; IF (2014/2015): 1.100; IF (2010-2014): 0.691; Q2 in Animal Science and Zoology; Q3 in Ecology, Evolution, Behavior and Systematics.

INFORME DELS DIRECTORS

INFORME DELS DIRECTORS

Els co-directors, **Dr. Gustavo A. Llorente** del Departament de Biologia Evolutiva, Ecologia i Ciències Ambientals de la Facultat de Biologia de la Universitat de Barcelona i el i **Dr. Albert Montori Faura** del Departament d'Ensenyament de la Generalitat de Catalunya fan constar que :

El doctorant **Marc Franch Quintana**, presenta dins de la seva tesi doctoral titulada: “Problemàtica i conservació de tortugues aquàtiques continentals a l'Europa occidental: el cas de la tortuga de rierol, *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812), al nord-est de la Península Ibèrica”, 4 treballs originals dels quals 3 estan publicats, i un en preparació. Tots els treballs son d'una qualitat científica

reconeguda i estan publicats en revistes de prestigi (incloses en el Science Citation Index) dins de l'àmbit de l'ecologia i la conservació.

A continuació es detallen els articles referits i els seus factors d'impacte:

- I. **Franch, Marc**; Montori, Albert; Sillero, Neftalí & Llorente, Gustavo A. 2015. Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in Northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species. *Hydrobiologia* 757:129–142. IF (2014/2015): 2.275; IF (2010-2014): 2.031; Q2 in Aquatic Science.
- II. **Franch, Marc**; Llorente, Gustavo A. & Montori, Albert 2007 Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el Delta del Llobregat (NE Ibérico). *Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 2.º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras “EEI 2006”*. GEIB, Serie Técnica 3:85–101.
- III. **Franch, Marc**; Cañedo-Argüelles, Miguel; Montori, Albert; Rieradevall, Maria & Llorente, Gustavo A. (in prep.) Niche overlap of native and invasive species: the case of freshwater turtles in the Llobregat Delta (NE Iberian Peninsula). To be submitted to *Biological Conservation*. IF (2014/2015): 3.762; IF (2010-2014): 4.748; Q1 in Ecology, Evolution, Behavior and Systematics; Q1 in Nature and Landscape Conservation.
- IV. Palacios, Carmen; Urrutia, Cristina; Knapp, Nikolai; **Franch, Marc**; Bertolero, Albert; Simon, Gael; Preez, Louis & Verneau, Olivier. 2015. Demographic structure and genetic diversity of *Mauremys leprosa* in its northern range reveal new populations and a mixed origin. *Salamandra* 51:221–230. IF (2014/2015): 1.100; IF (2010-2014): 0.691; Q2 in Animal Science and Zoology; Q3 in Ecology, Evolution, Behavior and Systematics.

La contribució científica del doctorand ha estat molt important, com demostra que sigui el primer autor en tres d'ells . Ha participat activament en el disseny, mostreig i anàlisi de les mostres així com en la redacció científica de tots els treballs presentats.

Els co-directors informem que cap dels co-autors participants en els articles que componen aquesta tesi han utilitzat implícitament o explícita caps d'aquests treballs per a l'elaboració de la seva pròpia tesi.

Barcelona a 4 de juliol de 2016.

Dr. Gustavo A. Llorente

Dr. Albert Montori Faura

SÍNTESI DE RESULTATS

SÍNTESI DE RESULTATS

Els capítols que componen aquesta tesi es presenten en format article donant resposta als quatre objectius específics exposats anteriorment. Per tal d'establir les bases per a la Discussió General i per a les Conclusions es presenten els principals resultats de cada capítol. Tots els procediments i metodologies emprades per assolir aquests resultats, el detall d'aquests amb les taules i figures pertinents s'especifiquen a la secció de Capítols i Publicacions.

Capítol 1: Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in Northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species

S'han compilat 5.087 cites de *M. leprosa* a Catalunya, 4.366 localitzacions amb precisió mètrica, 373 amb precisió d'1 km i 348 a 10 km. Amb aquestes dades s'ha pogut constatar que l'espècie ha augmentat la seva distribució espacial al llarg dels tres períodes temporals analitzats: per al període de 1908 a 1995 es trobava present a 89 quadrícules UTM 10×10km (23.12% del total de quadrícules de Catalunya), per al període de 1908 a 2004, a 111 quadrícules (28.83%) i a 132 (34.29%) per al període 1908-2013. La tortuga de rierol (*M. leprosa*) es distribueix des del nivell del mar fins a una cota màxima de 1,122.62 m. tot i que preferentment es troba a baixa altitud, a 50.18 ± 77.07 m.

Pel que fa a la raresa de l'espècie en l'àrea d'estudi, s'han obtingut valors elevats en els Índex de Raresa Global (G_{RI}) en els tres períodes temporals però amb tendència decreixent al llarg del temps: 1908-1995:0.7688; 1908-2004:0.7117 i 1908-2013: 0.6571 i també en la Mitjana de L'Índex de Raresa Local (L_{ARI}): 1908-1995: 0.76 95; 1908-2004: 0.7096 i 1908-2013: 0.6531.

Al modelitzar el nínxol realitzat de *M. leprosa* per als períodes temporals s'han seleccionat tres variables topogràfiques: Alçada (Alt), Orientació (Aspect) i Pendent (Slope) i tres variables climàtiques: la temperatura mitjana anual (Bio01), el rang mitjà de temperatura diürna (Bio02) i la temperatura mitjana del trimestre més sec (Bio09). Després de modelitzar per als tres períodes temporals s'han detectat diferències significatives en les variables seleccionades durant aquests períodes (Kruskal-Wallis_{test}). En les comparacions dos a dos (Kruskal-Wallis_{multiple-comparisons test}) s'aprecien diferències significatives principalment en les comparacions amb el darrer període temporal. La tipologia d'usos del sòl (CORINE Landcover) han mostrat diferències entre els tres períodes temporals (1995 – 2004: $\chi^2= 15526.18$ df = 14 p < 0.01; 1995 – 2013: $\chi^2= 236467.9$ df = 14 p < 0.01 and 2004 – 2013: $\chi^2= 17101.9$ df = 14 p < 0.01).

Els tres models de nínxol realitzat han obtingut valors elevats de poder de predicció, superiors al 0.9 (Test AUC values). L'alçada (ALT) ha sigut la variable amb un percentatge de contribució més elevat per als models de 1908-1995 i 1908-2013 models, mentre que Bio09 ho ha sigut per al període 1908-2004. Bio02 ha sigut la segona variable amb més contribució per a tots els models. El pendent (Slope) i la orientació (Aspect) han tingut la contribució més baixa exepte per al període 1908-1995, en el que ho ha estat Bio01. Els tipus de usos del sòl han perdut importància paulatinament amb el temps, del 14% al període 1908-1995 al 2% al 1908-2013 contràriament amb el que succeeix amb Bio01, incrementant-se de l'1% al 22%. Els tres models de nínxol realitzat ens mostren que les

principals preferències de l'espècie són les àrees de baixa alçada, per sota dels 800-900 meters. Al llarg del temps però, aquesta tolerància a l'alçada augmenta, indicant una gradual ocupació de zones de major altitud. L'espècie té una tendència a seleccionar orientacions de Nordest a noroest (dels 5° a 345°), amb una expansió en el rang d'aquesta en els models succesius. S'ha observat també, una tendència a l'augment de la tolerància en el pendent, de un rang baix (0-5%) per al model del període de 1908-1995 a un rang lleugerament superior per als dos següents models (0-10%), amb una marcada preferència sempre per les àrees amb pendents molt poc pronunciats. Pel que fa a les variables climàtiques, *M. leprosa* mostra clares preferències en els models per als tres períodes temporals per zones amb temperatures mitjanes anuals suaus amb un rang que es va ampliant en el temps dels 15 - 17°C (1908-1995) als 12 - 17°C per al model actual, amb relativa poca variació en el rang mitjà de temperatura diürna i amb temperatura mitjana del trimestre més sec entre els 21 i els 24 °C. Considerant els usos del sòl, les categories amb major contribució als tres models de nínxol realitzat són les zones humides, les superfícies artificial si els cossos d'aigua. Les Àrees agrícoles han tingut una contribució baixa. Les tipologies de cobertura incloses en les categories de Boscos i Àrees seminaturals no han contribuït en el model. Finalment, l'hàbitat idoni o potencial ha incrementat la seva superfície al llarg del temps, del 10.13% de la superfície el període 1908-1995 al 36.88% en el 1908-2013. Les superfícies d'hàbitat potencial han sigut significativament diferents entre elles ($K-W_{\text{test}}: H_{(2, 1152)} = 239.47; p < 0.0001$) i també en en comparacions per parells.

Capítol 2: Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el Delta del Llobregat (NE Ibérico)

Durant el període d'estudi 2004-2005 es varen obtenir 864 nous registres de tortugues aquàtiques continentals al Delta del Llobregat. Aquests registres corresponen a 532 tortugues de rierol (*M. leprosa*), 329 a la tortuga de tempes roges (*T. s. elegans*), dos a la tortuga de tempes grogues (*T. s. scripta*) i un de falsa tortuga mapa (*Graptemys pseudogeographica*). Es té constància de la captura d'un exemplar de tortuga pintada (*Chrysemys picta*) anys enrera i d'una tortuga mossegadora (*Chelydra serpentina*). *M. leprosa* ha sigut localitzada en 21 quadrícules UTM 1x1 km de les 104 (20,19%) que comprenen la zona d'estudi en el Delta del Llobregat mentre que *T. s. elegans*, en 30 (28.85%). A nivell general, s'ha pogut observar un elevat grau de solapament entre ambdues espècies existint localitzacions en sintopia estricta. En comparació amb estudis previs realitzats a la zona, les localitzacions de les dues espècies s'han incrementat, si bé per a l'espècie exòtica l'increment ha estat molt més gran.

S'ha detectat una discrepància en el nombre de registres de tortugues d'ambdues espècies mitjançant la observació directa i la captura (canal de la Bunyola). Així, la tortuga de rierol representa sols un 29% (n=34) de les observacions però un 75% (n=158) de les captures (i recaptures).

Es van capturar un total de 205 individus diferents de tortugues: 152 (74,15%) *M. leprosa* i 53 (25,85%) *T. s. elegans*. Les grandàries dels individus capturats es situen dins les descrites per ambdues espècies essent majors les femelles (*M. leprosa*: 178.92; M:239.50; m:78.61; *T. s. elegans*: 201.04; M:255.76; m:140.42) que els mascles (*M. leprosa*: 142.03; M:197.09; m:77.80; *T. s. elegans*: 153.33; M:220.20; m:113.54). La sex-ratio obtinguda per a la tortuga de rierol és de 1.00:0.42 (MM:FF) i de 1.00:3.00 per a la de tempes roges. Les estructures poblacionals en talles obtingudes per a les dues espècies ens mostra que *M. leprosa* presenta una estructura caracteritzada per la falta de neonats i juvenils i una clara bi-modalitat en la distribució dels mascles. *T. s. elegans* presenta una població poc estructurada i desplaçada cap a les talles grans o molt grans en femelles. Cal destacar la presència de neonats confirmant així la reproducció viable a la zona d'estudi.

A partir del seguiment realitzat durant els anys 2004 i 2005 s'ha pogut determinar el cicle biològic de les dues espècies al Delta del Llobregat. L'inici de l'activitat per ambdues es produeix de finals del mes de febrer i a principis de març però no és fins a finals d'aquest mes quan es comencen a capturar els primers individus. Cap a finals d'abril, coincidint amb el segon període anual en importància pluviomètrica es produeix l'emergència dels neonats. La posta s'inicia a finals del mes d'abril per a *T. s. elegans* mentre que per a *M. leprosa*, les

primers femelles amb ous oviductals calcificats no es detecten fins a finals de maig. Per a les dues espècies, el període reproductor finalitza a la primera quinzena de juliol. Durant el mes més càlid es produeixen petits canvis en l'activitat diària, que es redueix a les hores centrals del dia, podent-se donar algun cas de estivació. Durant el mes d'octubre, i a mesura que baixen les temperatures, disminueixen les observacions i les captures constatant-se un període d'hivernació a partir del mes de novembre fins a finals de febrer per a les dues espècies.

Els primers resultats obtinguts de l'estudi anatòmic els individus retirats de tortuga de tempes roges al Delta del Llobregat ens mostren la possibilitat de realització de fins a tres postes per estació reproductora al aparèixer oòcits en dos estadis de creixement suficientment diferenciats junt a ous ja calcificats. LA grandària de la posta és de $13,25 \pm 3,99$ per femella ($n=8$; M:17; m:7). Si es compara amb tres poblacions de França, s'observen diferències significatives (ANOVA $F_{(3;35)}=9,16$; $p=0,0001$). Amb tot, el test a posteriori (Scheffé) si bé corrobora la diferència significativa dels trobats per (Cadi et al., 2004) (Pierrelatte: $7,31 \pm 2,02$; M:11; m:4; Vergèze: $7,67 \pm 2,50$; M:15; m:4), es mostren molt similars als obtinguts per a la població de Saint-Quentin-en-Yvelines ($13,33 \pm 6,66$; M:19; m:6) (Prévot-Julliard et al., 2003). El percentatge de femelles gràvides detectat per palpat inguinal ha estat baix per ambdues espècies (*M. leprosa* 5.71% i *T. s. elegans* 12.00%).

Del transsecte realitzat al canal de la Bunyola se'n desprèn que existeixen diferències en la distribució espacial de les dues espècies al llarg del canal ($\chi^2_{(21)}=36.54$ $p=0.0190$), localitzant-se majoritàriament *M. leprosa* a la zona nord i *T. s. elegans* al sud.

No s'han detectat diferències significatives en la presència/absència de les dues espècies respecte a la salinitat del sistema aquàtic ocupat (mesurada com a conductivitat $\mu S/cm$; Mann-Whitney U_{TEST} *M. leprosa*, $Z=1.28$ $p=0.201$ i *T. s. elegans*, $Z=-1.92$ $p=0.056$) encara que la tortuga de rierol presenta una major tolerància a aquesta. Amb tot, si utilitzem aquesta salinitat i la presència de l'altre espècie en models logístics binaris, els resultats ens mostren que el factor que influeix més i de forma negativa en la distribució d'una espècie, és la presència de l'altre però no la salinitat.

Capítol 3: Niche overlap of native and invasive species: the case of freshwater turtles in the Llobregat Delta (NE Iberian Peninsula)

Dels 863 individus de tortugues aquàtiques continentals capturades al Delta del Llobregat, hem analitzat les primeres captures de cada individu ($n=374$: 230 *Mauremys leprosa* i 144 *Trachemys scripta elegans*). Amb aquestes dades s'aprecia un baix solapament de nínxol entre ambdues espècies (21.2%), amb clares diferències en la seva resposta enfront a les variables ambientals i a les de paisatge. En general, les variables de paisatge expliquen un percentatge de la variància molt més gran que les variables ambientals i, pràcticament, no existeix solapament entre les dues tipologies de variables (aquestes es mostren independents). Així, la distribució de *T. s. elegans* s'explica bàsicament per les variables de paisatge (52% del total de la variància), mentre que en el cas de *M. leprosa* hi ha un elevat percentatge de variació en la distribució (86%) que no s'explica per cap dels dos grups de variables mesurades.

A partir de l'anàlisi de redundància (RDA), han estat identificats dos gradients ambientals principals: riquesa de nutrients (concentracions de fòsfor reactiu soluble, SRP i les diferents formes de nitrogen) i la salinitat (conductivitat i concentracions de ions). També s'ha detectat que les aigües salobres tendeixen a tenir més sòlids en suspensió (SSP) i, en conseqüència, major terbolesa (profunditat mesurada amb el disc de Secchi). Si bé no es dona una clara diferenciació entre les dues espècies en els dos gradients ambientals, *T. s. elegans* tendeix a dominar en àrees amb major concentració de nutrients i menor salinitat que *M. leprosa*.

Després d'aplicar els models de variables latents (LVM) a les dades obtingudes al Delta del Llobregat, s'han obtingut correlacions negatives (degut a divergències en les preferències ambientals entre les espècies) en algunes variables, si bé són lleugeres i no significatives. Sols la SRP, l'amoni (NH_4), la clorofil·la A (chl a) i els sòlids en suspensió semblen tenir alguna importància en l'explicació de la co-ocurrència de ambdues espècies (correlacions de -0.41, -0.38, -0.34 i -0.29 respectivament). La tortuga de rierol prefereix nivells baixos d'amoni, de clorofil·la A i fòsfor, mentre que tolera concentracions més elevades de SSP (molt correlacionat amb la conductivitat) que la tortuga de tempes roges. Així, els resultats obtinguts per LMV coincideixen amb els obtinguts en l'anàlisi RDA. Tot i que la segregació és dèbil, *M. leprosa* es localitza en àrees amb major salinitat i *T. s. elegans* en àrees més eutròfiques. En general, les dues espècies prefereixen ambients aquàtics amb més oligotròfiques i menys salobres. La mitjana de la correlació residual és de 0.48, és a dir, el 48% de la variació en la co-ocurrència de les dues espècies s'explicaria per interaccions biòtiques entre les espècies o per variables que no s'han tingut en compte en aquest treball.

A nivell de paisatge, el millor model obtingut que explica la distribució de *M. leprosa* inclou les següents variables: número de taques en un buffer de 100 m de diàmetre (NumP_0050), mitjana de la relació àrea-perímetre en un buffer de 500 m de diàmetre (MPAR_0250), mitjana de la dimensió fractal de taca en un buffer de 500 m (MPFD_0250), mediana de la grandària de taca en un buffer de 500 m (MedPS_0250), en un buffer de 2000 m (SEI_1000), en un buffer de 2000 m (MPAR_1000), en un buffer de 2000 m (ED_1000), el coeficient de variació de la grandària de taca en un buffer de 2000 m (PSCoV_1000) i desviació estàndard de la grandària de taca en un buffer de 2000 m (PSSD_1000). El model presenta significació ($p=0.017$) i explica el 33% del total de la variància en la distribució de l'espècie. Cap de les variables de paisatge mesurades a una escala de t 100 m de diàmetre de buffer (escala de moviments de proximitat o diaris) ha estat seleccionada pel model. La MedPS i la MPAR, les dues a 500 m de diàmetre de buffer (moviments relacionats amb el cicle anual d'activitat com la hivernada o la posta entre d'altres), es correlacionen positiva i negativament amb l'abundància de *M. leprosa*. A més a més, el PSCoV a 2000 m de diàmetre de buffer està positivament correlacionat amb l'abundància de *M. leprosa*. Per a *T. s. elegans* el millor model per a explicar la seva distribució al Delta del Llobregat és l'índex d'equitativitat de Shannon en un buffer de 100 m (SEI_0050), NumP_0050, PSCoV_0050, PSSD_0050, la superfície total del core area en un buffer de 100 m (CA_0050), la riquesa de taques en un buffer de 2000 m (R_1000) i MedPS_1000. El model és significant ($p<0.001$) i explica el 67% de la variància en la distribució de l'espècie. A 100 m, el SEI, el NumP, la PSSD i el PSCoV estan correlacionats de forma negativa amb l'abundància de *T. s. elegans*. Per contra, la CA mostra una correlació positiva. El model no ha seleccionat cap variable a 500 m d'escala de buffer. Finalment, a 2000 m la R i la MedPS mostren una correlació positiva i negativa respectivament amb l'abundància de *T. s. elegans*.

Capítol 4: Demographic structure and genetic diversity of *Mauremys leprosa* in its northern range reveal new populations and a mixed origin

A la riera de Baillaury (Banyuls de la Marenda, França) *Mauremys leprosa* presenta una població notable amb 108 individus capturats durant el 2010. La població presenta una estructura d'edat equilibrada comparada amb la població resident al riu Orlina (Albera, Catalunya), un riu considerat en bon estat de conservació ($K-S_{\text{test}} D = 0.32$, $p = 0.30$). Les dues poblacions mostren sex-ratios similars amb major proporció de femelles (Baillaury: 1.00:1.40; Orlina: 1.00:1.20; $\chi^2 = 0.06$, $df = 1$, $p = 0.81$). Al riu Tech s'han detectat 48 individus dels quals sols cinc havien estat capturats en estudis previs. Aquest riu discorre de forma canalitzada discontinua per la plana del Rosselló i mostra un marcat caràcter mediterrani amb flux continu flanquejat per canyars i boscos densos de ribera. Al llarg del curs principal del riu, dos exemplars han sigut capturats i recapturats en localitzacions diferents (Riutec i Le Boulou), quatre a Nidolères i sis a La Falaise. A St. Jean Pla de Corts, en una llacuna contigua al curs principal i amb una funció recreacional es van capturar 29 tortugues de rierol. Les captures realitzades durant el 2009 i 2010 al curs principal del Tech han estat sols d'individus adults amb una sex-ratio de de 1.00:0.62 (MM:FF) no significativament diferent a les obtingudes a les poblacions de Baillaury i de l'Orlina ($p = 0.92$ i $p = 0.70$, respectivament). La població de St. Jean Pla de Corts presenta una estructura d'edats heterogènia on destaca la presència de juvenils. La seva sex-ratio és favorable als mascles (1.00:0.66) i tampoc difereix significativament de les dues poblacions de referència (Baillaury $p = 0.84$ i Orlina $p = 0.95$). A més, les comparacions de les estructures per grandària dels individus de Baillaury i del riu Tech (St. Jean Plat de Corts i curs principal conjuntament) tampoc difereixen ($D = 0.42$, $p = 0.07$). El 2008, va ser detectada la presència de l'espècie en un canal artificial a la zona de llacunes costaneres de St. Hippolyte, on es capturaren deu exemplars. A setembre de 2010, no es localitzà cap exemplar en aquesta zona. Unes altres captures singulars foren els vuit individus del riu Agly l'any 2010 i presenta un curs lèntic format per diferents braços. Sis *M. leprosa* foren capturades al riu Basse a Thuir al 2008 i al 2010, i un sol individu en una petita bassa artificial a Canet, molt a prop del riu Têt.

Entre els 216 exemplars analitzats genèticament, s'han identificat 12 haplotips diferents de les 933 posicions nucleotídiques possibles del genoma del citocrom b. La majoria d'aquests haplotips han sigut assignats al clade A (*M. leprosa leprosa*), que es distribueix per tota la península Ibèrica així com al Marroc, a la zona al nord de les muntanyes de l'Atlas. Amb tot, alguns individus presenten haplotips que pertanyen al clade B, corresponent a la subespècie *M. l. saharica*, que es distribueix al sud de l'Atlas. S'ha detectat també un sol exemplar amb l'haplotip B6 a Algèria. A França, els haplotips que pertanyen al clade B s'han

localitzats principalment en localitats al nord del Rosselló, Ceyras, Narbonne, i St. Gély du Fesc, excepte per quatre exemplars amb l'haplotip B5 capturats en un sol emplaçament al riu Baillaury. L'haplotip dominant del clade A és l'A16, detectat també en 81 individus de Catalunya i 57 del Rosselló, a més de deu procedents del recinte de la Granja de Tortugues (Centre de Fauna a l'Albera francesa). Set nous haplotips determinats amb aquest estudi difereixen de l'A16 per sols una mutació cada un. Cinc d'aquests, els anomenats A27, A28, A29, A31 i A32 han sigut localitzats sols una vegada. L'haplotip A32 s'ha localitzat en un individu de la Granja de Tortugues mentre que la resta en individus localitzats en poblacions catalanes, inclosos cinc individus amb el nou haplotip A26 trobats en sols a la localitat de Canyelles (Garraf). També han sigut detectats exemplars de *M. leprosa* amb els haplotips A18 i A24. L'haplotip A18, que és el dominant a la població de l'Orlina, fins ara es pensava que n'era endèmic. Exemplars amb aquest, s'han localitzat a les poblacions de Baillaury, Agly i St. Hippolyte així com a la Granja de Tortugues. L'haplotip A24 sols s'havia localitzat en un individu en el nord del Marroc. Aquest difereix de l'A16 en dues mutacions i, juntament amb l'A25 es pensa que representen un llinatge antic dins del clade A que mai hauria creuat l'estret de Gibraltar. S'han localitzat 17 exemplars de l'A24 al riu Tech a França, tres a les localitats catalanes de La Bunyola i Canyelles, un a la Granja de Tortugues i un darrer a Narbonne. Els índex de diversitat intrapoblacionals (H , π_n , π) s'ha calculat per a totes les poblacions potencialment naturals amb més de 5 individus seqüenciats. La mitjana de la diversitat genètica (H), o la probabilitat de trobar dos haplotips diferents en una mostra quan s'escull a l'atzar, i la mitjana dels índex de diversitat molecular (π_n , π), és molt més elevada en poblacions franceses que en les catalanes excepte quan eliminem de l'anàlisi els haplotips A24 i B5, el A24 o el B5. Aquesta diferència es confirma amb el test Mann-Whitney-Wilcoxon. Els p-valor obtinguts són propers a 1 quan s'eliminen els haplotips A24 i els del clade B, fet que indica diferències mínimes entre els dos grups de poblacions, les residents al nord i al sud dels Pirineus. Amb aquests resultats es constata la continuïtat de les poblacions catalanes i les del sud de França i es descarta les hipòtesis que assenyalaven els Pirineus (Serra de l'Albera) com a barrera biogeogràfica per a l'especie. A més, la detecció d'haplotips i de poblacions al·lòctons posa de manifest les dimensions dels alliberaments incontrolats i de les translocacions que pateix de *M. leprosa*.

DISCUSSIÓ GENERAL

DISCUSSIÓ GENERAL

La preservació de la biodiversitat s'ha postulat com una de les prioritats a nivell global en els darrers anys. En aquest sentit, la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) representa un element d'elevat valor en el marc de la diversitat de la mediterrània occidental, ja que existeixen sols dues espècies de tortugues aquàtiques continentals que presenten històries de vida i patrons biogeogràfiques ben diferenciats. A part del valor intrínsec de l'espècie com a tal, el fet de tractar-se d'una espècie aquàtica però amb una certa dependència del medi terrestre fa que la seva conservació repercuteixi en la conservació dels seus hàbitats (tant aquàtics com terrestres) i de tota la diversitat tant animal com vegetal que aquests continguin. Des d'aquest punt de vista, *M. leprosa* pot ser considerada una espècie paraigües. La conservació d'una espècie ha de partir d'un supòsit essencial:

conèixer la biologia i ecologia de l'espècie i les amenaces que aquesta pateix. La obtenció aquests coneixements permetrà l'adopció d'estratègies suficientment efectives per evitar que s'extingeixi o bé que la situació de l'espècie empitjori.

1. Situació de *Mauremys leprosa* al nord-est ibèric i al sud-est de França

Actualment sembla que l'espècie presenta una tendència a augmentar la seva distribució. Aquest fet podria semblar un artefacte degut a la presència cada cop més intensa de persones que mostregen o bé que s'interessen per la natura (Alarcos et al., 2013), però en el cas de la zona estudiada, les dades obtingudes indiquen que la tendència és fruit realment d'una expansió de l'espècie. La seva distribució ha passat d'ocupar el 23.12% de la superfície de Catalunya a l'any 1995 fins al 34.29% a l'any 2013. Així, l'espècie s'ha anat estenent pel territori en forma de contagi, és a dir, a partir de poblacions ja consolidades i viables i ha colonitzat aquells ambients aquàtics propers per establir-se, com ho posa de manifest l'índex de Raresa Global (G_{RI}) que ha anat decreixent al llarg del temps. Aquest fet s'ha constatat al Delta del Llobregat on a partir dels seguiments realitzats als anys 80-90 i els fets per aquesta tesi, s'ha constatat un augment de la presència de l'espècie. En aquest sentit, un fet similar s'ha documentat a la plana rossellonenca i a molts altres indrets de Catalunya, on l'espècie no havia estat documentada i poc a poc s'ha anat establint, primerament en forma d'individus aïllats i després amb la presència cada cop més nombrosa i constant. Actualment no hi ha constància de cap espècie autòctona de tortuga aquàtica continental que presenti una dinàmica d'aquestes característiques excepte per alguns exemples en zones amb buits d'informació, com en el cas de *Emys orbicularis* a la península de Crimea (Kotenko, 2004).

L'estructura de les poblacions té importants implicacions a nivell ecològic i de conservació i pot tenir efectes sobre l'estructura general de la comunitat (Browne and Hecnar, 2007). A més, aquesta estructura pot aportar informació de la dinàmica de l'espècie en un determinat lloc (Alexander, 1958; Browne and Hecnar, 2007). La distribució d'edats basada en la mida dels individus d'una població de tortugues aquàtiques continentals pot variar en funció de diferents factors o la interacció d'aquests (Ernst and Lovich, 2009). Un d'aquests factors és la qualitat ambiental de la zona (Ernst and Lovich, 2009). Així, la pèrdua, degradació o fragmentació dels ambients aquàtics pot generar alteracions en les estructures poblacionals (Dodd, 1990; Marchand and Litvaitis, 2004b; Reese and Welsh, 1998). També, si l'estructura mostra una mancança de les cohorts corresponents als individus neonats i juvenils pot ser un indicatiu de problemes en el reclutament, bé per baixes taxes reproductives o bé per una excessiva pressió de la depredació, tant sobre les postes com sobre els neonats i juvenils (Browne and Hecnar, 2007). Les estructures poblacionals per mides determinades per a les

localitats de *M. leprosa* analitzades ens denoten dues tipologies diferenciades de poblacions. Les estudiades a la riera de Baillaury (Banyuls de la Marenda, França) i la del riu Orlina (Albera, Catalunya), presenten una estructura d'edats equilibrada, amb presència de les talles més reduïdes corresponents a neonats i juvenils, una certa acumulació d'individus en les talles més grans i un marcat dimorfisme sexual en les mides màximes assolides. Aquestes dues poblacions es podrien considerar madures i consolidades i en hàbitats en bon estat de conservació (Alexander, 1958; Browne and Hecnar, 2007). L'altre tipologia inclouria les poblacions poc nombroses, amb manca o elevades proporcions de neonats i juvenils o amb buits importants en alguna de les cohorts de les grandàries corresponents als individus adults. Dins aquesta tipologia s'hi inclourien les poblacions del Delta del Llobregat (Catalunya) i la de del curs principal del riu Tech (França) caracteritzades per ser poblacions amb manca d'algunes de les cohorts adultes i sobretot per la absència de neonats i juvenils. La població de St. Jean Pla de Corts (França), molt pròxima al curs principal del riu Tech, presenta una població reduïda, amb una estructura d'edats heterogènia i on destaca la presència de juvenils. En el cas d'aquesta darrera població, la presència destacada de talles corresponents a neonats i juvenils i la manca de les grandàries superiors seria un indicatiu de població emergent, de creació recent i en progressió (Alexander, 1958; Browne and Hecnar, 2007), hipòtesi reforçada pel fet que no es tenia constància de la població abans del període d'estudi d'aquesta. Aquesta situació és molt similar a la descrita per a una població del riu Ebre a la localitat de Flix (Catalunya), on de no haver-hi constància de la presència de l'espècie, actualment s'hi ha consolidat una població de tortuga de rierol en clar creixement (Franch et al., 2006).

En les poblacions estudiades, *M. leprosa* presenta sex-ratios favorables a les femelles a la riera de Baillaury i al riu Orlina, i favorables als mascles al Delta del Llobregat, a St. Jean Pla de Corts i al curs principal del riu Tech. En general, es pensava que les poblacions estables de tortugues aquàtiques continentals presentaven sex-ratios esbiaixades a les femelles però tal com s'apunta en nombroses revisions d'aquest aspecte de la biologia de les diferents espècies (Bury, 1979; Ewert and Nelson, 1991; Gibbons, 1990b, 1970) aquestes proporcions poden presentar biaixos en ambdós sentits o que tendeixin a la paritat (Georges et al., 2006; Gibbons, 1990b). El biaix en la sex-ratio en algunes espècies i/o poblacions pot ser conseqüència de molts factors com ara la determinació del sexe per temperatura en el moment de la incubació de la posta, errors metodològics en la captura com una afinitat diferencial per les trampes, us de l'hàbitat diferencials per part dels dos sexes o les taxes de mortalitat dels dos sexes entre d'altres (Georges et al., 2006; Gibbons, 1990b). La asimetria en la sex-ratio detectada en diferents poblacions de la tortuga de rierol estudiades podria ser deguda a alguns

d'aquests factors apuntats anteriorment, però també es plantegen altres hipòtesis plausibles. El reduït nombre de captures tot i l'esforç realitzat i la poca quantitat d'individus juvenils detectats en el curs principal del riu Tech faria pensar que la subpoblació de St. Jean Pla de Corts és fruit d'individus dispersants d'altres punts del riu Tech. En aquest riu, *M. leprosa* s'estructuraria en un sistema metapoblacional tal com succeeix en altres espècies de tortugues aquàtiques que habiten cursos o sistemes fluvials, on grups d'individus separats espacialment estan en contacte entre ells gràcies al curs principal del riu (Hanski and Simberloff, 1997). Per a la població del Delta del Llobregat, possiblement hi hauria un altre factor, aquest extrínsec a l'espècie, que produiria un biaix en la sex-ratio poblacional. Aquest factor podria ser la gestió que s'ha realitzat de l'espècie en aquesta zona. L'alliberament continuat d'exemplars procedents de centres de recuperació de fauna sense una estratègia prèvia, generalment i degut a l'estatus de protecció, els exemplars recollits de particulars s'han d'alliberar en un període limitat de temps minimitzant el temps d'establiment per evitar situacions d'estrès, ha propiciat la introducció descompensada d'individus d'un o altre sexe. La població del Delta del Llobregat presenta un biaix cap als mascles i tot apuntaria que els diferents alliberaments que s'han anat realitzant a la zona haurien contribuït a generar tal biaix. Així, en una d'aquestes accions a la zona de Cal Tet (Delta del Llobregat, 07/07/2004) s'alliberaren 36 individus amb una proporció de 1.00:0.50. Amb tot, possiblement hi ha altres causes interactuant amb aquests possibles factors que condicionarien la sex-ratio i altres aspectes demogràfics de l'espècie que per a aquesta zona ara per ara es desconeixen.

El reclutament és un factor determinant per a la continuïtat de les poblacions. El període de posta de *M. leprosa* s'inicia a finals de maig amb la detecció de les primeres femelles amb ous oviductals calcificats i finalitza a la primera quinzena de juliol. Al Delta del Llobregat sols un 5,71% de les femelles capturades ha donat positiu en la detecció d'ous calcificats per palpat inguinal mentre que al riu Orlina (Serra de l'Albera) la proporció arriba al 12%. Per altres metodologies en aquesta darrera població, s'ha determinat que el 42,86% de les femelles es reproduïen durant el cicle anual, una proporció inferior al 74.30% calculat per Keller (1997) i al 90.40% per Andreu and Villamor (1989), dades corresponents a l'espècie a Doñana. Tot i considerar que la metodologia del palpat inguinal presenta una eficiència de detecció molt inferior respecte el radiografiat de baixa intensitat, els resultats obtinguts i aplicant hipotèticament la mateixa relació de detectabilitat entre mètodes obtinguts a l'Orlina, posen en relleu un greu problema de reclutament de *M. leprosa* al Delta del Llobregat. En aquest sentit, hi ha molts factors que poden determinar la baixa proporció de femelles reproductores d'una població. Alguns d'aquests que podrien tenir aquest efecte serien la grandària o edat de maduresa sexual, modulada tant a nivell d'espècie com a nivell

poblacional per les taxes de creixement i altres factors limitants (Gibbons and Greene, 1990; Gibbons, 1982), diferències relatives en eficiència reproductiva entre individus immigrants i residents (Charlesworth and Giesel, 1972), una reducció de l'eficàcia biològica (la *fitness*) de l'espècie per efectes de consanguinitat (Hedrick and Kalinowski, 2000) o que una proporció significativa de femelles de la població, no realitzen posta cada any (Tinkle et al., 1981). En aquest sentit, la variació de l'eficiència reproductora entre mascles i femelles i per tant en la grandària efectiva de la població adulta reproductora pot variar molt any a any en resposta a condicions ambientals (disponibilitat tròfica, nivells d'aigua, variacions tèrmiques que modifiquin l'activitat, entre d'altres), competència inter i intra-específica o pressió de depredació (Scribner et al., 1993).

M. leprosa és una espècie de queloni considerada Mediterrània a nivell biogeogràfic i pertany al corotip d'espècies que presenten una àmplia distribució ocupant les regions amb temperatures més altes d'aquest domini o que estan presents en tot ell. Dins d'aquest corotip, l'espècie forma part del grup d'aquelles que eviten el límit nord de la bioregió Mediterrània (Sillero et al., 2009). En aquest sentit, els resultats dels models de nínxol ecològic obtinguts i el rang de les variables seleccionades per als períodes 1908-1995, 1908-2004 i 1908-2013 mostren la clara mediterraneïtat de *M. leprosa*, una elevada preferència per les zones costaneres i les de baixa altitud coincidint amb les característiques generals de l'espècie (Bertolero and Busack in press.; da Silva and Blasco, 1997; Sillero et al., 2009). Així, *M. leprosa* es distribueix per àrees amb unes temperatures mitjanes anuals entre 13 i 17 °C, una relativament baixa oscil·lació tèrmica diària (OTD), amb una marcada estabilitat tèrmica i unes temperatures càlides en el trimestre més sec de l'any. Aquestes preferències són coincidents amb els estats bioclimàtics thermo i mesomediterranis (da Silva and Blasco, 1997), caracteritzats per temperatures mitjanes entre 13-19 °C, mínimes entre 1 i 10 i màximes de 8-18 (Rivas-Martínez, 1983). Amb tot i veient el progrés que presenta l'espècie a nivell d'expansió, el rang d'aquests factors es va eixamplant: progressant cap a l'interior, augmentant l'altimetria degut a la orografia general del territori i assolint una major influència continental en les condicions bioclimàtiques, amb un augment de temperatures a l'estiu, baixada de temperatures mínimes, increment del OTD, entre d'altres. Tot i aquest progressiu canvi de les condicions, aquestes estaran dins dels rangs generals de l'espècie en el domini biogeogràfic mediterrani (Sillero et al., 2009).

Els models obtinguts mostren com la distribució de l'espècie presenta poca dependència de les categories dels usos del sòl (factor ecològic) tal com passa en estudis en altres rèptils a escala regional, principalment explicats per variables bioclimàtiques (Anadón et al., 2006; Guisan and Hofer, 2003). Tot i aquesta poca

dependència, els models dels tres períodes temporals indiquen preferència per zones humides, llacunes i masses d'aigua i també zones agrícoles i les antropitzades. En general, l'abundància i la distribució de les tortugues aquàtiques continentals s'associa a una sèrie de característiques físiques i biòtiques dels hàbitats (Bodie, 2001; Bodie et al., 2000; Buhlmann and Vaughan, 1991; DonnerWright et al., 1999; Fuselier and Edds, 1994; Pluto and Bellis, 1986; Reese and Welsh, 1998). Quan s'alteren aquestes característiques els hàbitats resulten menys òptims per les tortugues (Chen and Lue, 2009). Aquesta alteració i degradació dels hàbitats fa que aproximadament la meitat de les espècies de tortugues aquàtiques es troben amenaçades (Böhm et al., 2013b; World Commission on Dams, 2000). Així hi tot, no totes les espècies responen negativament a les transformacions d'hàbitat: Així, *Trachemys scripta* persisteix i fins hi tot pot prosperar en hàbitats molt alterats per l'activitat humana (Gibbons, 1970; Moll, 1980). *M. leprosa* tot i que és sensible a l'alteració i a la degradació dels hàbitats, presenta una àmplia tolerància ecològica en relació al macro i microhàbitat (Segurado and Figueiredo, 2007; Segurado et al., 2004) i és capaç d'establir-se de forma freqüent en el que, a priori, es qualificarien d'ambients subòptims com els sistemes aquàtics eutrofitzats i/o amb concentracions salines relativament elevades (da Silva, 1995; Naimi et al., 2012) i ambients aquàtics molt humanitzats (da Silva, 2002; Romero et al., 2014, 2011, 2010). A més, els individus adults de tortugues aquàtiques poden sobreviure durant dècades en hàbitats subòptims amb unes condicions ambientals no adequades per a la reproducció constituït un nucli romanent que a la llarga, pot esdevenir el precursor de la recuperació poblacional quan les condicions ambientals per a l'espècie millorin (Gariboldi and Zuffi, 1994; Spinks et al., 2003). Aquesta capacitat de supervivència de l'individu, deguda bàsicament a la seva longevitat i a la capacitat de modular l'activitat (Congdon et al., 1993) pot haver contribuït en la recuperació poblacional i posterior expansió de l'espècie al nord-est de la Península Ibèrica. Un possible exemple d'aquest tipus de dinàmiques podria ser el cas del nucli poblacional de la llacuna de Ca l'Arana, al Delta del Llobregat. Fins a l'any 2005 sols s'hi havia detectat la presència de *M. leprosa*, amb una estructura poblacional molt envellida i pràcticament sense cohorts juvenils i subadultes. Aquesta llacuna litoral presentava salinitats molt elevades degut principalment a la proximitat de la línia de costa i la intrusió freàtica d'aigua marina, assolint valors de fins a 17200 $\mu\text{S}/\text{cm}$ situada en un entorn altament humanitzat, amb un ús agrícola molt intensiu i sense cap mesura de protecció de les espècies i dels hàbitats fins al 1987 (Decret 226/1987, de 9 de juny, de declaració de les Reserves Naturals Parcial del Delta del Llobregat de la Ricarda-Ca l'Arana i el Remolar-Filipines, DOGC núm.866, 09.06.1987). A partir de l'any 2005 i després de l'excussió de diferents projectes de recuperació i restauració ambiental es produïren una sèrie repercussions positives en l'entorn terrestre i

aquàtic de la llacuna, amb l'increment de zones d'ecotó, desaparició de l'agricultura intensiva i la modificació de la hidrologia de la llacuna baixant la salinitat, es detectà una recuperació poblacional de *M. leprosa*. Aquesta recuperació poblacional es va manifestar en un increment de la presència de individus neonats i juvenils fruit d'una millora en l'eficiència reproductiva i possiblement també per la permeabilitat dels hàbitats adjacents al flux d'individus. Un altre exemple, és a la comarca de la Selva, on *M. leprosa* estava present en una zona humida molt localitzada i que a partir de la millora de les condicions dels diferents sistemes aquàtics per la implementació de mesures com la depuració d'aigües residuals tant urbanes com industrials a partir de mitjans dels anys 90 i la millora els connectors fluvials i de ribera, l'espècie ha anat colonitzant noves àrees i creant i consolidant nous nuclis poblacionals entorn dels inicials (Franch et al., 2008).

A nivell paisatgístic, els resultats indiquen que *M. leprosa* es veu poc afectada per l'alteració i la fragmentació de l'estructura del paisatge a diferents escales que responen a tipologies de moviment associades a les diferents fases del seu cicle vital. Per als moviments relacionats amb el seu cicle d'activitat anual, és a dir, moviments relacionats amb la cerca de parella, de zones òptimes per a la posta o per al refugi d'una hivernació o estivació no aquàtica, l'espècie es decanta per paisatges amb grans taques d'hàbitat àmplies zones d'ecotó. Per als moviments a gran escala, aquells relacionats amb la dispersió o als fluxos inter-poblacionals sembla preferir paisatges més heterogenis en relació a la grandària de les taques d'hàbitat. Així, l'afectació de l'estructura del paisatge sobre l'espècie sembla confirmar aquesta amplitud de nínxol, la versatilitat i la tolerància en els seus requeriments d'hàbitat amb molt poca dependència dels usos del sòl sempre i quan existeixi un ecosistema aquàtic, per antropitzat que aquest sigui (Bertolero and Busack in press.; da Silva, 2002; Segurado and Figueiredo, 2007; Segurado et al., 2004). En el marc de un territori dràsticament transformat com és Catalunya (Lloret et al., 2002) i la plana del Rosselló aquestes característiques de l'espècie n'haurien permès la supervivència. Malgrat això, quan la continuïtat dels sistemes aquàtics i el paisatge circumdant, la matriu terrestre que l'envolta, presenten les condicions necessàries que els capaciten com a corredors o connectors biològics.. Així, l'espècie pot superar el període de mera supervivència i iniciar un procés dispersiu pel territori. En aquest procés, la matriu paisatgística que envolta els sistemes aquàtics és de cabdal importància, ja que afavoreix diferents aspectes de la biologia de *M. leprosa* com la reproducció, aportant zones òptimes per a la realització de postes, o hàbitats favorables per a la seva hivernació o estivació terrestre. Aquest aspecte esdevé fonamental per a la connectivitat inter-poblacional, i facilita la mobilitat entre diferents conques hidrogràfiques o ambients aïllats. D'aquesta forma, a la Serra de l'Albera, i gràcies a la semblança

de proporcions d'haplotips detectats entre les poblacions de la conca del riu Orlina (Catalunya) i la població de la conca de la riera de Baillaury (França), intrusions dels del clade B apart, faria pensar en una connexió poblacional factible (real) a través del coll de Banyuls, que presenta un paisatge poc alterat i estructurat amb mosaic de matollars, zones de pastura, alzinars i algunes vinyes.

Aquesta continuïtat inter-poblacional detectada a l'Albera no resulta un fet aïllat ja que l'anàlisi genètica de les poblacions de l'àrea general d'estudi ha pogut constatar la continuïtat biogeogràfica de l'espècie en la zona nord-est de la seva distribució, sobretot entre l'Empordà de l'àrea de la plana del Rosselló. Així, es tenia coneixements de la població de la riera de Baillaury a Banyuls de la Marenda abans de la generalització del comerç i transport d'aquest grup de vertebrats i la constància de restes fòssils de l'espècie al nord dels Pirineus (Cheylan and Poitevin, 2003; Cheylan, 1982) i tot indicava una possible continuïtat entre ambdues vessants de la serra de l'Albera. La presència generalitzada d'haplotips endèmics de Catalunya (A18; Fritz et al., 2006) i també les proporcions similars de l'A16, àmpliament distribuït per tota la Península Ibèrica (Fritz et al., 2006) indiquen una dispersió / expansió sud-nord de l'espècie sobrepassant els Pirineus. Les grans cadenes muntanyenques resulten ser unes barreres biogeogràfiques molt més importants / infranquejables que els estrets marítims per a les tortugues aquàtiques continentals com ha estat constatat amb les Muntanyes de l'Atlas al Marroc per a la mateixa espècie (Fritz et al., 2006, 2005). En el cas dels Pirineus, a priori es suposava que també representarien una barrera d'aquest tipus tant per a *E. orbicularis* (Lenk et al., 1999) com per a *M. leprosa*. Actualment però, s'ha demostrat que la serralada dels Pirineus, especialment als dos extrems, les Muntanyes Basques a l'oest i la serra de l'Albera a l'est, on els rangs altimètrics no son tan importants, han estat prou permeables com per a permetre el contacte genètic en *E. orbicularis* (Stuckas et al., 2014) o com és el cas de *M. leprosa*. El fet que amb anterioritat sols havia estat documentada a la zona de l'Albera francesa sense més dades de la plana tot i tenir hàbitats favorables per a l'espècie apuntaria a un procés d'extinció i posterior recolonització (encara en curs) d'aquesta plana per part de *M. leprosa*. Aquest fet possiblement s'emmarcaria dins el marc del procés d'expansió de l'espècie detectat a Catalunya, passant a considerar-se general per a tota la zona nord-est de la distribució de *M. leprosa*. Aquest procés d'extinció-recolonització estaria també recolzat per l'estructuració genètica trobada a l'àrea d'estudi. El fet de trobar l'haplotip A16 i d'altres estretament relacionats amb ell, amb un sol nucleòtid de diferència, ens indicaria que *M. l. leprosa* hauria tingut una ràpida expansió per tota la península Ibèrica i àrea del Rosselló.

2. Impacte de les translocacions intraespecífiques en *M. leprosa*

La presència d'haplotips tant estretament relacionats amb un d'àmplia distribució en una zona de perifèria del rang d'una espècie podria estar relacionat amb processos evolutius tals com l'efecte fundador, l'endogàmia o la deriva genètica, molt típics de poblacions petites i aïllades i que poden donar una ràpida diferenciació en el temps (Fritz et al., 2006, 2004; Lenk et al., 1999). Tot i així, els nous haplotips descrits, possiblement no s'hagin originat a la zona d'estudi. La detecció de l'haplotip A24 fins ara només trobat al nord del Marroc a les poblacions franceses de Narbonne i del Tech i a les catalanes de la Bunyola i de Canyelles, ambdues amb indicis d'alliberaments d'exemplars originaris d'Extremadura o desconegut, i també al centre de fauna de la Granja de les Tortugues (La Surede, França), junt a nous haplotips descrits a Caldes de Malavella, amb reforços poblacionals als anys 80, i a la Sèquia Major, una població recent apareguda a partir de mitjans dels anys 90, farien pensar en la hipòtesi de translocacions intra-peninsulars d'individus de *M. leprosa*.

Les translocacions detectades per mètodes moleculars, no sols s'haurien produït en individus de la península Ibèrica, corresponents a la subespècie *M. l. leprosa* (Clade A) sinó que també s'han detectat varis individus corresponents al clade B, a la subespècie *M. leprosa saharica* establerta al sud de les Muntanyes de l'Atlas (Marroc). D'aquest clade, s'han localitzat varis individus amb l'haplotip B5 a les poblacions franceses de Ceyras, St. Gely du Fesc i Baillaury i el B6 trobat a Narbonne i a un exemplar *outgroup* d'Algèria. Les translocacions en tortugues aquàtiques continentals han sigut documentades en diverses espècies i en diverses èpoques (Cau et al., 2016; Pedall et al., 2011) però no és fins al segle XX que aquestes no han esdevingut massives tant pel comerç legal o il·legal com per la col·lecta per part de turistes (Velo-Antón et al., 2011) però possiblement a l'àrea d'estudi entra en joc el fenomen migratori humà. Catalunya va tenir una elevada incidència immigratòria a la dècada dels anys 60 i 70 amb origen principalment al centre i sud de Espanya, zones on *M. leprosa* es troba àmpliament distribuïda. El cas de França, i degut al seu passat colonial al nord d'Àfrica, la població immigrant més important és la d'origen magrebí, àrea on també és present l'espècie. Així, aquest fenomen pot haver incidit en la translocació d'individus a partir dels viatges de les famílies emigrants als llocs d'origen o per les sinèrgies creades entre país d'origen i de destí. Tot i ser una possible hipòtesi, en el cas de Catalunya, durant el període de realització d'aquesta tesi s'han constatat dos casos de testimonis orals directes d'alliberaments d'exemplars procedents d'Extremadura en una població d'estudi (Riera de Canyelles, Garraf) i al riu Ter a Sant Julià de Ramis (Girona). En el cas de la Riera de Canyelles, més de la meitat dels individus analitzats presenten un haplotip de nova descripció. A França, el resultat d'aquestes translocacions és l'aparició de noves poblacions amb pocs

individus on sols s'han detectat haplotips exògens com és el cas de Ceyras, St. Gely du Fesc i Narbonne.

3. Introducció d'espècies exòtiques invasores: el cas de *Trachemys scripta elegans*

La tortuga de tempes roges (*Trachemys scripta elegans*) és considerada una de les espècies de tortugues aquàtiques continentals invasores més perilloses i més àmpliament distribuïda (Chen and Lue, 1998; Gibbons et al., 2000; Luiselli et al., 1997; Ramsay et al., 2007). Al llarg dels anys, s'ha constatat un augment progressiu de la seva distribució i establiment tant a la Mediterrània occidental com en altres regions d'altres continents (Chen and Lue, 1998; Ficetola et al., 2012). A Catalunya, la situació és similar (Filella et al., 1999; Rivera et al., 2011) i actualment es pot considerar com l'espècie més abundant al Delta del Llobregat, un fenomen que es repeteix en gran part de les zones on ha sigut introduïda (Ficetola et al., 2012; Perez-Santigosa et al., 2006; Soccini and Ferri, 2004). Aquesta espècie és considerada com a generalista d'hàbitat (Ernst and Lovich, 2009; Lindeman, 1997) i capacitada per prosperar en ambients alterats (Joyal et al., 2001; Marchand and Litvaitis, 2004a; Mitchell, 1988; Moll and Moll, 2004). Així, la distribució de *T. s. elegans* en el Delta del Llobregat, s'explicaria principalment per variables de paisatge i en menor grau, per variables ambientals. A nivell de paisatge la presència de l'espècie es veu afectada per l'alteració i la fragmentació de la seva estructura. La distribució de *T. s. elegans* a la plana deltaica està condicionada negativament per un paisatge proper, on es donen els moviments relacionats amb el cicle diari d'activitat, heterogeni i fragmentat preferint un entorn uniforme, amb poques taques d'hàbitat i de grandàries similars, unes preferències molt similars a les descrites per a l'espècie en una àrea de la seva distribució nativa (Rizkalla and Swihart, 2006). A major escala, l'estructura del paisatge on es donen els moviments ocasionals de dispersió o els fluxos inter-poblacionals sembla no tenir massa influència en la distribució de l'espècie. Amb tot la distribució l'espècie s'associaria a elevades diversitats d'usos del sòl en mosaic format per taques petites i uniformes en grandària. Així, per a *T. s. elegans*, l'actual estructura del paisatge de la plana deltaica del Llobregat podria tenir un efecte positiu en el procés de dispersió terrestre. Tot i que les variables ambientals no siguin determinants per a la distribució de l'espècie al Delta, els resultats obtinguts indicarien que aquesta prefereix ambients amb baixa salinitat i amb nivells elevats d'eutrofització, una tipologia d'ambient d'elevada productivitat idoni per a espècies de tortugues aquàtiques continentals considerades generalistes (Lindeman, 1996; Souza and Abe, 2000). Aquestes preferències mostrades per l'espècie al Delta del Llobregat serien molt similars a les descrites en altres zones d'introducció (Ferronato et al., 2009; Hong et al.,

2014; Souza and Abe, 2000) i a la seva distribució nativa (Gibbons et al., 1979; Moll, 1980).

La població estudiada de *T. s. elegans* del Delta del Llobregat representa aproximadament el 40% dels registres de tortugues aquàtiques continentals a la zona. El nombre d'observacions d'aquesta espècie no han parat d'augmentar en les dues darreres dècades. Tot i això, els resultats obtinguts en aquest estudi mostren que la seva capturabilitat és la baixa en comparació a l'espècie autòctona *M. leprosa*. En les diferents campanyes realitzades per al estudi, la tortuga de tempes roges ha representat un 25% de les captures enfront del 71% de les observacions realitzades en la mateixa zona. El mètode utilitzat per als mostratges, les nanses i gànguils amb esquer, s'ha mostrat molt eficient per a l'estudi de l'espècie autòctona però no per a la invasora. En aquest sentit, dels diferents mètodes utilitzats fins al moment per a la captura de tortugues aquàtiques continentals (Dunham et al., 1988; Iverson, 1979; Plummer, 1979), un dels que presenta major eficiència respecte a les nanses de captura amb esquer per a la captura i retirada de *T. s. elegans* i altres espècies exòtiques introduïdes són les trames d'insolació (LIFE-Trachemys, 2012; Pérez Santigosa et al., 2006; Valdeón et al., 2010). Així, la capturabilitat és un aspecte clau en el moment del disseny i planificació de possibles accions de control i/o eradicació de la espècie invasora ja que en determinarà el seu èxit o fracàs.

En aquesta localitat, *T. s. elegans* presenta una població poc estructurada amb una sobre-representació de talles grans o molt grans en femelles, amb la presència de les grandàries més petites, corresponents a les cohorts d'individus neonats i juvenils i una sex-ratio molt esbiaixada cap a les femelles. En general, l'espècie pot presentar biaixos en ambdós sentits o bé tendir a la paritat degut a múltiples factors (Cadi et al., 2004; Cagle, 1950; Georges et al., 2006; Gibbons, 1990b; Pérez-Santigosa et al., 2006; Pérez-Santigosa et al., 2008; Tucker et al., 2008). En el cas de la asimetria en la sex-ratio detectada al Delta del Llobregat podria ser deguda a unes temperatures d'incubació que generessin la determinació sexual de les postes esbiaixada cap a les femelles (Cadi et al., 2004; Tucker et al., 2008) o bé a un possible alliberament predominant de femelles (Cadi et al., 2004). Aquesta elevada proporció de femelles de talles grans i molt grans de la població pot tenir repercussions a nivell de reclutament i conseqüentment en la capacitat competitiva en la fase de assentament i dispersió del procés invasiu (Rodda and Tyrrell, 2008) ja que la posta de les tortugues aquàtiques continentals ve determinada per les dimensions abdominals (Congdon and Gibbons, 1985; Moll, 1979). A més, algunes espècies de tortugues aquàtiques incrementen la fecunditat anual, per a produir múltiples postes per cicle (Congdon and Gibbons, 1985; Moll, 1979). Aquesta possibilitat, augmenta quan el període reproductiu és més llarg (Moll, 1979). Així, al Delta del Llobregat s'ha determinat la durada del període

reproductor de *T. s. elegans* en, aproximadament, dos mesos. S'inicia a mitjans del mes d'abril i finalitza iniciat l'estiu (a mitjans de juliol). Durant aquest període reproductor, s'ha constatat la possibilitat de la realització de segones i terceres postes. Aquestes característiques reproductives són molt similars a les descrites per a l'espècie en la seva distribució nativa, si bé amb algun decalatge temporal degut a les particularitats bioclimàtiques de cada àrea (Aresco, 2004; Cagle, 1950; Gibbons and Greene, 1990; Jackson, 1988; Mitchell and Pague, 1990; Tucker, 2001) i representen un clar avantatge competitiu de l'espècie exòtica invasora enfront de la tortuga de rierol (*M. leprosa*).

Després d'analitzar el solapament de nínxol entre *M. leprosa* i l'exòtica invasora, *T. s. elegans* a nivell de estructura de paisatge i de variables ambientals dels sistemes aquàtics que utilitzen al Delta del Llobregat, s'ha determinat que aquest solapament és relativament baix. Aquestes variables expliquen un elevat percentatge de la variació de la distribució de *T. s. elegans*, però en el cas de *M. leprosa*, baixa dràsticament. Aquesta variació no explicada en la distribució de la tortuga de rierol seria atribuïda a factors no estudiats, tant abiòtics com biòtics. De l'anàlisi de les variables ambientals, les dues espècies prefereixen ambients aquàtics poc eutròfics i amb nivells de salinitat baixos. Tot i així, s'observa una segregació entre les espècies en els gradients d'eutròfia i de salinitat, localitzant-se *T. s. elegans* preferentment en ambients més eutròfics i menys salins i *M. leprosa* en els menys eutròfics i més salins. Aquest fet faria pensar, tal com s'apunta en altres comunitats de tortugues aquàtiques continentals, que les espècies s'estructuren en base a unes certes preferències d'habitat i també per processos de competència interespecífica (Lindeman, 2000). Aquests resultats i els obtinguts de l'estudi de les característiques poblacionals de *T. s. elegans* suggereixen que l'espècie és altament competitiva i pren avantatge enfront l'espècie nativa, *M. leprosa*. Així, en situacions de sintopia estricta com és al Delta del Llobregat, els processos d'exclusió competitiva entre les dues espècies situen a l'espècie nativa en inferioritat de condicions que poden condicionar negativament la viabilitat de les poblacions i el seu estat de conservació.

CONCLUSIONS GENERALS

CONCLUSIONS GENERALS

- I. La tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) esta considerada actualment com a 'Vulnerable' a nivell de l'Estat Espanyol i 'En Perill' a França. Amb l'actualització corològica i els estudis realitzats, s'ha constatat que l'espècie està expandint la seva distribució a Catalunya i al sud de França, esdevenint cada cop una espècie més comú. Amb la tendència detectada i si aquesta es mantingués, caldria valorar la possibilitat de reconsiderar el seu estatus de conservació, com a mínim a nivell de Catalunya.

- II. En termes generals, *M. leprosa* sembla gaudir d'un estat de conservació que millora de forma gradual, amb major presència en el territori de poblacions viables i en expansió. Molts dels factors d'amenaça que van reduir les poblacions en el passat encara estan presents tot i que la seva intensitat ha disminuït en alguns casos, fet que ha permès la recuperació poblacional a nivell català. Malgrat tot cal prendre mesures per evitar que aquesta intensitat augmenti i pugui derivar en una disminució poblacional.
- III. Els requeriments bioclimàtics de *M. leprosa* determinats a partir de la modelació de nínxol ecològic són de temperatures mitjanes anuals temperades, d'entre 12 i 17°C, amb curtes variacions en rang mitjà de temperatures diürnes i temperatures d'entre 21 i 24°C de mitjana durant el trimestre més sec. Aquesta prefereix ambients aquàtics com aiguamolls, llacunes costaneres, rius i rieres, canals de regadiu i d'escorrentia i sistemes lèntics en general, situats a baixa altitud, per sota dels 900 m si bé aquesta ha anat augmentant amb el temps, i amb orientacions est-sud-oest. L'espècie es mostra tolerant a l'alteració de l'hàbitat, trobant-se present fins i tot en ambients aquàtics de zones agrícoles i periurbanes molt degradades. Amb aquestes preferències, *M. leprosa* es defineix com a una espècie termòfila i generalista en quant a la tipologia d'hàbitat utilitzats.
- IV. Les poblacions de *M. leprosa* estudiades presenten en general una bona estructuració per talles d'edat sense diferències remarcables entre les poblacions del nord i les del sud dels Pirineus. En general, la majoria mostren una sex-ratio esbiaixada cap a les femelles amb una bona representació de les talles més petites, que corresponen als neonats i als juvenils. Malgrat això, la població del Delta del Llobregat difereix substancialment de la resta de poblacions estudiades, l'espècie presenta una sex-ratio molt favorable als mascles i és pràcticament nul·la la presència de talles inferiors. A més, aquesta població presenta una evident desestructuració de talles d'edat, possiblement com a conseqüència de la reintroducció d'exemplars adults, bàsicament mascles i per una taxa de reproducció molt baixa. *M. leprosa* presenta en general una bona situació demogràfica arreu de la zona d'estudi amb algunes excepcions puntuals.
- V. L'estructura del paisatge explica un percentatge relativament baix (21%) de la variació en la distribució de *M. leprosa* al Delta del Llobregat. A escala mitjana, relacionada amb els moviments associats al cicle d'activitat anual l'espècie es veu afavorida per taques de paisatge relativament grans i amb àmplies zones d'ecotò. A escala gran,

relacionada amb els moviments ocasionals de l'espècie, aquesta es veu beneficiada per l'heterogeneïtat en la grandària de les taques de paisatge. Amb tot, cal destacar que si l'hàbitat aquàtic (què és el principal de l'espècie), tot i que ha millorat, no gaudeix d'unes mínimes condicions de viabilitat de d'algunes poblacions poden veure el seu futur compromès.

- VI. La població de tortuga de tempes roges (*Trachemys scripta elegans*) al Delta del Llobregat presenta una piràmide poblacional molt poc estructurada, una sex-ratio molt esbiaixada cap a les femelles i conta amb una destacada presència d'individus neonats i juvenils. A nivell reproductiu, l'espècie presenta una elevada proporció de femelles fèrtils i la possibilitat de realitzar fins a tres postes per temporada reproductiva. Amb tots aquests elements es confirma l'elevada capacitat invasora de *T. s. elegans* a la zona d'estudi.
- VII. Durant els estudis realitzats s'ha pogut corroborar que les dues espècies, *M. leprosa* i *T. s. elegans*, presenten taxes de capturabilitat molt diferents. Aquest fet té repercussions en el disseny i aplicació de mesures de control poblacional. Les metodologies de captura han de ser dissenyades específicament per a cada espècie amb la tipologia de trampa, nansa o estri més adequats.
- VIII. En l'anàlisi de la interacció espacial entre la tortuga de rierol i la de tempes roges s'ha detectat un baix solapament de nínxol (21%) amb clares diferències en la seva resposta a les variables ambientals i de paisatge. El fet que *M. leprosa* es trobi en ambients amb elevada salinitat, baixa eutrofització i més deteriorats junt a l'elevat percentatge de variació no explicada en la seva distribució (86%), suggereix que aquesta es troba altament condicionada per la presència de *T. s. elegans*.
- IX. Els resultats obtinguts en l'anàlisi genètica de les diferents poblacions de *M. leprosa* estudiades han determinat la continuïtat de les poblacions catalanes i les del sud de França per la presència i proporcions dels dos haplotips majoritaris, l'A16 i l'A18. Amb aquestes dades, es poden descartar les hipòtesis que assenyalaven els Pirineus com a barrera biogeogràfica per a l'espècie.
- X. Amb l'estudi, s'han detectat diversos haplotips exògens. Així, s'han descrit varis individus amb l'haplotip B5, corresponent a la subespècie *M. leprosa saharica*, a les poblacions franceses de Ceyras, St. Gely du Fesc, Narbonne i Baillaury. A les poblacions franceses de Narbonne i del Tech i a les catalanes de la Bunyola i de Canyelles, ambdues amb indicis d'alliberaments d'exemplars originaris d'Extremadura o desconegut. S'ha detectat la presència de l'haplotip A24, fins ara només trobat al nord del

Marroc. Aquest fet constata la translocació i la lliure circulació d'individus de *M. leprosa* entre diferents punts de la seva distribució, fins i tot entre continents.

- XI. Per tal de poder fer front a aquestes amenaces que afecten a *M. leprosa*, cal emprendre una sèrie d'accions a nivell de coneixement de l'espècie, de conservació d'aquesta i dels hàbitats i dels paisatges que aquesta ocupa i també a nivell de ciutadania amb especial èmfasis sobre els valors de la biodiversitat i seva conservació. Aquests nivells poden tenir prioritats diferents en funció de la urgència de les actuacions, però tots són molt importants per tal de garantir la preservació de la tortuga de rierol i la biodiversitat que l'acompanya.

ACCIONS I MESURES

ACCIONS I MESURES PER A LA CONSERVACIÓ DE *Mauremys leprosa*

A partir dels resultats obtinguts i de les conclusions que d'aquests se'n extreuen, s'han identificat una sèrie de mancances i necessitats per a la conservació i /o gestió de *Mauremys leprosa*. Per a aquestes mancances i necessitats es proposen unes mesures o accions agrupades en quatre àmbits: l'àmbit del coneixement, el de l'espècie, el dels hàbitats i el paisatge i el de la divulgació.

Per a cada acció i cada mesura s'ha assignat una prioritat amb valors de 1, 2 o 3 en funció de la urgència de la seva implementació, essent 1 la prioritat màxima i 3 la menor. Cal esmentar, que aquestes mesures i accions aquí presentades tenen

un format conceptual ja que cada acció s'ha de desenvolupar suficientment identificant-ne els objectius i finalitats, la viabilitat tècnica i econòmica, els actors implicats, els resultats esperats, les fórmules d'avaluació, les fonts de finançament i el temps d'implementació. A més, cada una d'elles pot incloure varis fronts d'acció que impliquin els diferents àmbits, el del coneixement, espècie, hàbitat i paisatge i la divulgació.

ÀMBIT	ACCIONS I MESURES	PRIORITAT
CONEIXEMENT	Acció 1. Manteniment i actualització de la informació corològica de <i>M. leprosa</i> .	2
	Acció 2. Realització de models de nínxol ecològic de forma regular en el temps.	3
	Acció 3. Potenciar la recerca en aspectes crítics de la biologia de <i>M. leprosa</i> .	1
	Acció 4. Seguiment de poblacions clau o estratègiques.	1
ESPÈCIE	Acció 5. Catalogació i/o revisió de l'estatus de conservació de <i>M. leprosa</i> .	2
	Acció 6. Revisió de les mesures de protecció de <i>M. leprosa</i> .	2
	Acció 7. Mesures legislatives de regulació de les espècies exòtiques invasores.	1
	Acció 8. Protocols d'assignació geogràfica i programa de retirada d'exemplars al·lòctons de <i>M. leprosa</i> .	1
	Acció 9. Programa de retirada d'espècies exòtiques invasores.	1
HÀBITATS I PAISATGE	Acció 10. Revisió i implementació de les mesures de protecció dels hàbitats que utilitza <i>M. leprosa</i> .	2
	Acció 11. Recuperació i millora ambients aquàtics	1
	Acció 12. Recuperació d'ambients de ribera i terrestres d'interès per a la connectivitat poblacional.	1
DIVULGACIÓ	Acció 13. Posar en valor les espècies autòctones en el marc de la biodiversitat.	1
	Acció 14. Sensibilització sobre l'efecte de les espècies exòtiques invasores.	1
Acció 15. Seguiment i avaluació de totes les accions i mesures que es realitzin		1

ÀMBIT DEL CONEIXEMENT

Acció 1. Manteniment i actualització de la informació corològica de M. leprosa.

La informació de la distribució de les espècies és fonamental per determinar dinàmiques i tendències a llarg termini així com en el moment de prendre decisions que impliquin els hàbitats aquàtics i /o les espècies. Històricament la informació corològica s'ha compilat en àmbits locals, privats, institucionals sense una integració pràctica. Una estratègia imprescindible per a facilitar la preservació de la biodiversitat en general i d'espècies concretes com la tortuga de rierol (*M. leprosa*) és la integració de tota la informació relativa a l'espècie en una base de dades. La informació corològica no n'és una excepció. Així, caldria crear una base de dades per a l'espècie, sota l'empareda d'un banc de dades informatiu de biodiversitat. Aquesta base de dades hauria d'integrar tota la informació disponible provinent de les diferents bases dels àmbits locals, privats i institucionals sense que cap d'aquest perdi la seva raó de ser ni la funcionalitat per la qual va ser creada. Aquesta base informativa de l'espècie requereix d'un manteniment i una actualització constant ja que un territori tan ampli com la distribució d'aquesta espècie, genera molta informació al llarg del temps.

Acció 2. Realització de models de nínxol ecològic de forma regular en el temps.

La realització de models de nínxol ecològic en una cadència temporal regular pot resultar una eina imprescindible a l'hora de determinar tendències i dinàmiques biogeogràfiques d'una espècie. En aquest sentit i d'acord amb els resultats obtinguts de l'aplicació d'aquesta metodologia, els models de nínxol ecològic basats amb la corologia de l'espècie realitzats de forma regular en el temps, com podria ser cada 10 anys, permetran detectar com evoluciona l'espècie en un territori determinat.

Acció 3. Potenciar la recerca en aspectes crítics de la biologia de M. leprosa.

El coneixement de la biologia i l'ecologia de les espècies és un element clau per a la conservació i gestió d'aquestes i dels hàbitats que ocupen. Tot i que en l'actualitat *M. leprosa* és el focus de diferents línies de recerca, encara hi ha aspectes poc coneguts o desconeguts que poden ser determinants per a la seva conservació i correcte gestió. Aspectes com la reproducció, les preferències i l'ús dels hàbitats a petita escala a partir de tècniques radiotelemètriques, l'alimentació o les seves estratègies enfront determinades problemàtiques han de ser prioritaris en un futur per tal de poder detectar amb suficient antelació modificacions en aquests paràmetres i en conseqüència poder aplicar criteris de conservació i gestió efectius i eficients.

Acció 4. Seguiment de poblacions clau o estratègiques.

Si la corologia és important per a detectar tendències globals en l'espècie, les dinàmiques poblacionals també poden resultar determinants per a veure tendències a petita escala i els efectes de diferents amenaces o accions realitzades en les poblacions. Una de les principals eines per a poder-ho dur a terme és la realització de seguiments de l'espècie en diferents punts claus del territori. Aquests punts clau es determinarien segons criteris d'estat de conservació i/o amenaça poblacional, la pròpia història de la població, zones de nova ocupació, de recolonització o de declivi.

ÀMBIT DE L'ESPECIE

Acció 5. Catalogació i/o revisió de l'estatus de conservació de M. leprosa.

M. leprosa es troba protegida en tota la seva distribució europea. En el cas de Catalunya, amb capacitat legislativa pròpia, si bé l'espècie es troba protegida, aquesta, com d'altres de flora i fauna, els manca una categorització del seu nivell d'amenaça. En aquest sentit, caldria la assignació d'un nivell d'amenaça d'acord amb la situació actual de l'espècie en tot el territori. Pel que fa a França actualment *M. leprosa* està catalogada com a 'En Perill d'Extinció' ('Endangered' UICN France & MNHN 2008) degut principalment a la reduïda distribució, les dimensions poblacionals i el grau de les amenaces detectades. A nivell francès doncs, no caldria tal revisió fins a constatar un canvi substancial en la seva situació.

Acció 6. Revisió de les mesures de protecció de M. leprosa.

Per evitar les translocacions d'exemplars de *M. leprosa* cal una revisió de les mesures de protecció de l'espècie per evitar-ne la captura, la tinença i el tràfic. En aquest sentit i ja que la problemàtica afecta a totes les espècies de tortugues aquàtiques continentals, les mesures han de ser generals per a aquest grup de vertebrats, molt estrictes i d'eficàcia dissuasòria.

Acció 7. Mesures legislatives de regulació de les espècies exòtiques invasores.

Actualment la legislació referent a les tortugues aquàtiques exòtiques sols cataloga les diferents espècies i en el cas de *Trachemys scripta elegans* se'n restringeix el comerç i la importació. En aquest sentit, a més d'actualitzar els diferents catàlegs (àmbits nacionals i supranacionals) cal una normativa que no sols restringeixi el comerç i la importació d'una subespècie sinó que en prohibeixi la tinença, el comerç, el tràfic i la importació/exportació. Aquesta normativa ha de ser extensiva no sols a nivell d'espècie sinó a nivell d'ordre incloent qualsevol hibridació possible que es pugui donar. Aquesta mesura ha d'anar acompanyada d'altres mesures en l'àmbit de la Divulgació que facin pedagogia de la problemàtica de les espècies exòtiques, tant en els ecosistemes receptors com en els donants.

Acció 8. Protocols d'assignació geogràfica i programa de retirada d'exemplars al·lòctons de M. leprosa.

A partir de les contínues millores i la capacitat resolutiva de les tècniques moleculars es pot assignar un origen geogràfic als individus de *M. leprosa*. Aquestes tècniques poden ser molt útils per determinar l'origen dels individus que es trobin en instal·lacions faunístiques o bé aquells que han estat recuperats o donats a centres de recuperació o de custòdia faunística.

A més, pot ajudar a fer front a la problemàtica associada a presència d'exemplars al·lòctons a les poblacions. Per a tal efecte, cal el disseny i implementació d'un programa de retirada dels exemplars identificats genèticament i que no pertanyin a les poblacions estudiades. Aquest programa ha de constar d'uns protocols d'identificació genètica d'exemplars a partir de les captures realitzades fruit dels seguiments poblacionals o de captures puntuals en indrets amb indicis d'alliberaments i ha de fer especial èmfasis als individus amb haplotips del clade B corresponents a *M. l. saharica* i a individus que clarament s'assignin a poblacions nord-africanes. Un cop identificats els exemplars i retirats dels ambients on es trobaven serà necessari també tenir una estratègia de confinament d'aquests en instal·lacions faunístiques adequades a les seves necessitats biològiques.

Així, amb aquestes tècniques es pot millorar la gestió d'exemplars en les instal·lacions faunístiques. En aquestes cal establir un sistema de quarantena sanitària i en l'hipotètic cas de no existir limitacions sanitàries ni legals, procedir al retorn d'exemplars al seu lloc d'origen o bé reforçar aquelles poblacions que es trobin en una situació extrema de conservació. En cap cas les assignacions geogràfiques serviran per a justificar introduccions en noves zones ni reforços de poblacions ben conservades ja que aquests representen una estratègia de conservació poc eficaç amb moltes problemàtiques associades. També caldrà tenir en compte possibles situacions de sobre estoc i prendre mesures de gestió i control en les instal·lacions.

Acció 9. Programa de retirada d'espècies exòtiques invasores.

L'existència dels processos de competència entre *M. leprosa* i *Trachemys scripta elegans* amb evidències d'impacte negatiu sobre l'espècie autòctona revela la necessitat d'emprendre mesures per evitar que es donin tals processos. La mesura més clara és la retirada d'espècies exòtiques dels ambients aquàtics, tant si *M. leprosa* hi és present com si no ja que els efectes van més enllà d'aquesta espècie. Així, el disseny i aplicació de mesures d'extracció ha de tenir en compte paràmetres com la capturabilitat de les espècies en funció de la metodologia utilitzada, el cost-efectivitat de la retirada en una determinada zona i la gestió dels exemplars capturats.

ÀMBIT DELS HÀBITATS I DEL PAISATGE

Acció 10. Revisió i implementació de les mesures de protecció dels hàbitats que utilitza M. leprosa.

Els sistemes aquàtics es troben entre els ecosistemes més amenaçats bàsicament per la seva degradació, fragmentació o destrucció. Així, les espècies que d'ells en depenen veuen com cada cop els queda menys hàbitat disponible. La tortuga de rierol, no n'és una excepció. Els ambients aquàtics estan catalogats com a Hàbitats d'Interès Comunitari i per tant subjectes a unes normatives de conservació i de gestió. En base a aquesta catalogació, aquesta tipologia d'ambients han de ser protegits de forma més estricta amb l'aplicació de tota la normativa disponible i en cas que aquesta sigui difusa, actualitzar la normativa d'acord amb els marcs competencials de cada administració.

La protecció dels hàbitats aquàtics, no és suficient per a abastar tots els ambients utilitzats per *M. leprosa*. Aquesta espècie, utilitza diferents ambients terrestres per a múltiples fases del seu cicle biològic així com també per aquests hàbitats juguen un paper fonamental per a mantenir activa la connectivitat poblacional. Per a la protecció d'aquests ambients terrestres, la Xarxa Natura 2000 és una eina indispensable, amb un potencial molt elevat que permet assegurar la protecció de la major part de corredors que pot utilitzar l'espècie en els moviments interpoblacionals. Així, els espais inclosos en aquesta xarxa poden limitar els usos que es donen als diferents hàbitats que els conformen en base als requeriments i/o necessitats de les espècies. Com que la xarxa no inclou tots els corredors interpoblacionals (reals o potencials), aquests es poden delimitar també en base als hàbitats terrestres inclosos en el catàleg d'Hàbitats d'Interès Comunitari.

Acció 11. Recuperació i millora ambients aquàtics.

Els sistemes aquàtics han sofert l'impacte negatiu de l'antropització generalitzada de la mediterrània occidental. Amb la degradació i desaparició d'aquesta tipologia d'ecosistemes, moltes espècies han vist reduït l'hàbitat disponible. Una de les mesures per a contribuir a la preservació de la tortuga de rierol, és la recuperació i millora de les condicions ambientals en aquesta tipologia d'ambients. Un dels factors que pot contribuir en aquesta millora, és la qualitat i la quantitat de l'aigua. A nivell de qualitat, cal continuar amb les dinàmiques de millora d'aigües efluentes tant d'origen urbà com industrial. És necessari també, prendre especial atenció a les aigües d'escorrentia agrícoles i ramaderes i les problemàtiques específiques que generen en els ambients aquàtics. Per evitar processos d'eutrofització s'haurien d'establir filtres verds en els punts de recepció d'aquestes aigües per tal de retenir els excessos de fertilitzants o lixivats. A nivell de quantitat, s'han d'implementar regulacions i normatives destinades a evitar la

sobreexplotació de recursos hídrics, amb una regulació de cabals en els diferents sistemes hídrics on s'estableix l'espècie, tant els ambients fluvials i com els de regadiu. Aquesta regulació es basaria en el manteniment del règim natural anual de cabal, respectant les variacions subjectes a la climatologia de la zona.

Acció 12. Recuperació d'ambients de ribera i terrestres d'interès per a la connectivitat poblacional.

De la mateixa manera que els ambients aquàtics són indispensables per *M. leprosa*, els terrestres desenvolupen també una funció primordial per a l'espècie. Aquests ambients terrestres tenen major o menor importància en funció de factors com la proximitat al sistema aquàtic i el seu rol dins el cicle biològic de l'espècie. Perquè la matriu terrestre que envolta el sistema aquàtic desenvolupi plenament la seva funcionalitat per a l'espècie, cal dissenyar i aplicar projectes de recuperació d'ambients de ribera i perimetrals dels ambients aquàtics més artificialitzats on sigui present l'espècie en primer terme, i mantenir l'estructura en mosaic de la matriu terrestre propera, amb una elevada proporció de zones d'ecotó i evitar la uniformització paisatgística bé per intensificació agrícola, per desenvolupament urbanístic o bé per al propi procés d'evolució de les comunitats circumdants. Aquesta recuperació i/o millora dels hàbitats terrestres cal que estigui dissenyada en base a una estratègia que permeti la correcta connectivitat entre les diferents poblacions de l'espècie.

ÀMBIT DE LA DIVULGACIÓ

Acció 13. Posar en valor les espècies autòctones en el marc de la biodiversitat.

La preservació de la biodiversitat és una idea molt assentada en els àmbits de la ciència, la recerca i l'activisme entre d'altres però, malauradament, no ho és de forma generalitzada a la societat. Així doncs, cal dissenyar una estratègia global per a posar en valor la biodiversitat. Dins el marc d'aquesta estratègia global, en àrees administratives més petites, s'haurien de posar en valor les espècies, els hàbitats i els paisatges per tal que des del coneixement i el respecte se'n fonamenti la preservació.

Algunes espècies poden jugar un paper determinant en la sensibilització de la societat. Habitualment aquestes resulten atractives *per sé* o per una determinada amenaça que les ha portat al límit de la supervivència. A nivell de conservació o de divulgació, aquestes espècies aglutinen una sèrie d'hàbitats i espècies simpàtriques al seu entorn adoptant així un rol de paraigües: la sensibilització per a la valorització o conservació vers l'espècie sensibilitza vers tot un hàbitat i col·lateralment a totes les espècies que hi son presents.

En aquest sentit, l'elaboració de programes de divulgació i sensibilització social centrats en la conservació de la tortuga de rierol com espècie paraigües de tots els ambients aquàtics pot ajudar a crear una consciència de respecte i valoració del patrimoni natural. Cal tenir molt en compte que aquests programes de divulgació no tinguin un efecte d'estímul a la tinença de tortugues com a animals de companyia, fomentant la valoració de les espècies en els seus hàbitats.

Acció 14. Sensibilització sobre l'efecte de les espècies exòtiques invasores.

En una societat globalitzada el trànsit d'espècies ha assolit grans dimensions. Aquest trànsit està fomentat en part per una demanda creixent d'espècies exòtiques per usos ornamentals i de jardineria en cas de plantes i per a mascotes en el cas dels animals. Aquesta demanda creixent comporta múltiples conseqüències negatives a moltes escales: a la zona d'origen amb problemes de conservació i fins hi tot extinció d'espècies per espoli, als propis organismes transportats i a la zona de recepció, amb l'establiment d'espècies al·lòctones i la problemàtica competencial de la invasivitat.

Les tortugues aquàtiques són un dels grups predilectes per a tenir-los com a animals de companyia. Aquestes, han sigut comercialitzades de forma massiva arreu fins al punt que una espècie, la tortuga de tempes roges ha estat ja qualificada com a una de les 100 espècies exòtiques invasores més perilloses. Moltes vegades, quan els propietaris d'aquests animals de companyia, per als motius que siguin, se'n volen desprendre, opten per alliberar-los al medi natural, a l'indret que creuen més adequat per a l'espècie. Cal que a nivell social es percebi

que aquests tipus d'actes comporten una sèrie de problemàtiques associades. A nivell divulgatiu, s'han de fomentar accions enfocades a percebre quines són aquestes problemàtiques, els seus efectes sobre els hàbitats i les espècies i educar als propietaris perquè s'adrecin a centres d'acollida, autoritats o organitzacions que puguin responsabilitzar del seu animal de companyia en el moment de voler desprendre-se'n.

Acció 15. Seguiment i avaluació de totes les accions i mesures que es realitzin.

La conservació i gestió de la biodiversitat cal que sigui una estratègia generalista i transversal de tots els actors d'una societat. En aquest sentit i en el cas de *M. leprosa* cal crear un organisme col·legiat que integri tots els possibles actors per tal que dissenyi les estratègies a seguir, les implementi i les avaluï. D'aquesta forma, la informació de l'espècie, del seu estat de coneixement i de conservació, dels hàbitats on es troba present, de les amenaces i de la percepció que se'n té tant a nivell social com científic o legal es pot avaluar de forma global i, en cas de necessitat, adaptar a noves realitats que s'esdevinguin.

REFERÈNCIES

REFERÈNCIES

- Agassiz, L., 1860. Part III. Embryology of the Turtle; Appendix and Errata, Plate III, in: Contributions to the Natural History of the United States of America. Little, Brown and Company, Boston, p. 296.
- Alarcos, G., Flechoso, F., Lizana, M., Madrigal, J., Álvarez, F., 2013. Distribución y estado de conservación de los galápagos autóctonos, “*Emys orbicularis*” (Linnaeus, 1758) y “*Mauremys leprosa*” (Schweigger, 1812), en Castilla y León. Munibe Ciencias Naturales. Natur zientziak 71–90.
- Alexander, M.M., 1958. The place of aging in wildlife management. American Scientist 46, 123–137.
- Allan, J.D., Flecker, A.S., 1993. Biodiversity Conservation in Running Waters. BioScience 43, 32–43. doi:10.2307/1312104
- Allendorf, F.W., Leary, R.F., Spruell, P., Wenburg, J.K., 2001. The problems with hybrids: setting conservation guidelines. Trends in Ecology & Evolution 16, 613–622. doi:10.1016/S0169-5347(01)02290-X
- Anadón, J.D., Giménez, A., Martínez, M., Martínez, J., Pérez, I., Esteve, M.A., 2006. Factors determining the distribution of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in south-east Spain: a hierarchical

- approach. *Ecography* 29, 339–346. doi:10.1111/j.2006.0906-7590.04486.x
- Andreu, A.C., Villamor, C., 1989. Calendario reproductivo y tamaño de puesta en el galápagu leproso, *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) en Doñana, Huelva. Doñana. Doñana. *Acta Vertebrata* 16, 167–172.
- Andreu, J., Pino, J., 2013. El projecte EXOCAT. Informe 2013.
- Andreu, J., Pino, J., Rodríguez-Labajos, B., Munné, A., 2011. Avaluació de l'estat i el risc d'invasió per espècies exòtiques dels ecosistemes aquàtics de Catalunya.
- Andrews, K.M., Gibbons, J.W., Jochimsen, D.M., Mitchell, J.C., 2008. Ecological effects of roads on amphibians and reptiles: a literature review, in: Mitchell, J.C., Jung Brown, R.E., Bartholomew, B. (Eds.), *Urban Herpetology. Herpetological Conservation. Number 3*. pp. 121–143.
- Araújo, P.R., Segurado, P., 2008. *Mauremys leprosa*, in: Loureiro, A., Ferrand de Almeida, N., Carretero, M.A., Paulo, O.S. (Eds.), *Atlas Dos Anfíbios E Répteis de Portugal*. Instituto da Conservação da Natureza e da Biodiversidade, Lisboa, pp. 132–133.
- Aresco, M.J., 2004. Reproductive Ecology of *Pseudemys floridana* and *Trachemys scripta* (Testudines: Emydidae) in Northwestern Florida. *Journal of Herpetology*. doi:10.1670/169-03A
- Aresco, M.J., 2005. The effect of sex-specific terrestrial movements and roads on the sex ratio of freshwater turtles. *Biological Conservation* 123, 37–44. doi:10.1016/j.biocon.2004.10.006
- Arnold, E.N., Ovenden, D., 2003. *Reptiles and amphibians of Europe*, 2nd ed. Princeton University Press Princeton, New Jersey.
- Ayres, C., Cordero-Rivera, A., 2004. Asymmetries and accessory scutes in *Emys orbicularis* from Northwest Spain. *Biologia Bratislava* 59, 85–88.
- Baldwin, E.A., Marchand, M.N., Litvaitis, J.A., 2004. Terrestrial habitat use by nesting Painted Turtles in landscapes with different levels of fragmentation. *Northeastern Naturalist* 11, 41–48. doi:10.1656/1092-6194(2004)011[0041:THUBNP]2.0.CO;2
- Balian, E. V, Segers, H., Lévêque, C., Martens, K., 2008. The Freshwater Animal Diversity Assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia* 595, 627–637. doi:10.1007/s10750-007-9246-3
- Barbero, M., Bonin, G., Loisel, R., Quézel, P., 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the mediterranean basin. *Vegetatio* 87, 151–173. doi:10.1007/BF00042952
- Baskin, Y., 1994. Ecosystem function of biodiversity. *BioScience* 657–660.
- Beaudry, F., Demaynadier, P.G., Hunter, M.L., 2010. Identifying Hot Moments in Road-Mortality Risk for Freshwater Turtles. *Journal of Wildlife Management* 74, 152–159. doi:10.2193/2008-370
- Beltrán-Beck, B., García, F.J., Gortázar, C., 2012. Raccoons in Europe: disease hazards due to the establishment of an invasive species. *European Journal of Wildlife Research* 58, 5–15. doi:10.1007/s10344-011-0600-4
- Bertolero, A., Busack, S.D., in press. *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) – Mediterranean stripe-necked terrapin., in: Rhodin, A.G.J., Pritchard, P.C.H., van Dijk, P.P., Saumure, R.A., Buhlmann, K.A., Iverson, J.B., Mittermeier, R.A. (Eds.), *Conservation Biology of Freshwater Turtles and Tortoises: A Compilation Project of the IUCN/SSC Tortoise and Freshwater Turtle Specialist Group. Chelonian Research Monographs No. 5*.
- Bertolero, A., Oro, D., 2009. Conservation diagnosis of reintroducing Mediterranean pond turtles: what is wrong? *Animal Conservation* 12, 581–591. doi:10.1111/j.1469-1795.2009.00284.x
- Beumer, C., Martens, P., 2013. IUCN and perspectives on biodiversity conservation in a changing world. *Biodiversity and Conservation* 22, 3105–3120. doi:10.1007/s10531-013-0573-6
- Bickham, J.W., Hanks, B.G., Smolen, M.J., Lamb, T., Gibbons, J.W., 1988. Flow cytometric analysis of the effects of low-level radiation exposure on natural populations of slider turtles (*Pseudemys scripta*). *Archives of environmental contamination and toxicology* 17, 837–41.
- Bodie, J.R., 2001. Stream and riparian management for freshwater turtles. *Journal of environmental*

management 62, 443–55. doi:10.1006/jema.2001.0454

- Bodie, J.R., Semlitsch, R.D., Renken, R.B., 2000. Diversity and structure of turtle assemblages: associations with wetland characters across a floodplain landscape. *Ecography* 23, 444–456. doi:10.1111/j.1600-0587.2000.tb00301.x
- Böhm, M., Collen, B., Baillie, J.E.M., Bowles, P., Chanson, J., Cox, N., Hammerson, G., et al. 2013. The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157, 372–385. doi:10.1016/j.biocon.2012.07.015
- Bowne, D.R., Bowers, M.A., Hines, J.E., 2006. Connectivity in an agricultural landscape as reflected by interpond movements of a freshwater turtle. *Conservation Biology* 20, 780–791. doi:10.1111/j.1523-1739.2006.00355.x
- Browne, C.L., Hecnar, S.J., 2007. Species loss and shifting population structure of freshwater turtles despite habitat protection. *Biological Conservation* 138, 421–429. doi:10.1016/j.biocon.2007.05.008
- Buhlmann, K., Tuberville, T., Gibbons, J.W., 2008. *Turtles of the Southeast. A Wormsloe Foundation nature book.* University of Georgia Press.
- Buhlmann, K.A., Akre, T.S.B., Iverson, J.B., Karapatakis, D., Mittermeier, R.A., Georges, A., Rhodin, A.G.J., van Dijk, P.P., Gibbons, J.W., 2009. A Global Analysis of Tortoise and Freshwater Turtle Distributions with Identification of Priority Conservation Areas. *Chelonian Conservation and Biology* 8, 116–149. doi:10.2744/CCB-0774.1
- Buhlmann, K.A., Vaughan, M.R., 1991. Ecology of the Turtle *Pseudemys concinna* in the New River, West Virginia. *Journal of Herpetology* 25, 72–78.
- Bury, R., 1979. Population ecology of freshwater turtles, in: Harless, M., Morlock, H. (Eds.), *Turtles: Perspectives and Research.* Wiley, New York (USA), pp. 571–602.
- Buskirk, J.R., Parham, J.F., Feldman, C.R., 2005. On the hybridisation between two distantly related Asian turtles (Testudines : *Sacalia* × *Mauremys*). *Salamandra* 41, 21–26.
- Cadi, A., Delmas, V., Prévot-Julliard, A.-C., Joly, P., Pieau, C., Girondot, M., 2004. Successful reproduction of the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in the South of France. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14, 237–246. doi:10.1002/aqc.607
- Cadi, A., Joly, P., 2003. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology* 81, 1392–1398. doi:10.1139/z03-108
- Cadi, A., Joly, P., 2004. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and Conservation* 13, 2511–2518. doi:10.1023/B:BIOC.0000048451.07820.9c
- Cagle, F.R., 1950. The Life History of the Slider Turtle, *Pseudemys scripta troostii* (Holbrook). *Ecological Monographs* 20, 31–54. doi:10.2307/1943522
- Cau, M.Á., Valenzuela, A., Alcover, J.A., 2016. Archaeological evidence for the introduction of *Emys orbicularis* (Testudines: Emydidae) in the Balearic Islands, Western Mediterranean. *Amphibia-Reptilia* 37, 229–236. doi:10.1163/15685381-00003049
- Charlesworth, B., Giesel, J.T., 1972. Selection in Populations with Overlapping Generations. II. Relations between Gene Frequency and Demographic Variables. *The American Naturalist* 106, 388–401.
- Chen, T.H., Lue, K.Y., 1998. Ecological notes on feral populations of *Trachemys scripta elegans* in northern Taiwan. *Chelonian Conservation and Biology* 3, 87–90.
- Chen, T.H., Lue, K.Y., 2009. Changes in the population structure and diet of the Chinese stripe-necked turtle (*Mauremys sinensis*) inhabiting a disturbed river in northern Taiwan. *Zoological Studies* 48, 95–105.
- Cheyran, M., 1982. Présence de la Clemmyde lépreuse dans le Chalcolithique de la grotte de la Salpêtrière (Remoulins, Gard). *Etudes Quaternaires Languedociennes. Cahiers Vauvert* 2, 29–33.
- Cheyran, M., Poitevin, F., 2003. Les tortues du site de Lattara (IVe s. av. n. è.- IIe s. de n. è.). *Intérêt*

- archéozoologique et biologique. *Lattara* 16, 137–145.
- Clavero, M., García-Berthou, E., 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. *Trends in Ecology & Evolution* 20, 110–110. doi:10.1016/j.tree.2005.01.003
- Clavero, M., Prenda, J., Delibes, M., 2005. Amphibian and reptile consumption by otters (*Lutra lutra*) in a coastal area in southern Iberian Peninsula. *The Herpetological Journal* 15, 125–131.
- Colwell, R.K., 2009. Biodiversity: concepts, patterns, and measurement. *The Princeton guide to ecology*.
- Congdon, J.D., Dunham, A.E., Sels, R.C.V.L., 1993. Delayed Sexual Maturity and Demographics of Blanding's Turtles (*Emydoidea blandingii*): Implications for Conservation and Management of Long-Lived Organisms. *Conservation Biology* 7, 826–833.
- Congdon, J.D., Gibbons, J.W., 1985. Egg Components and Reproductive Characteristics of Turtles: Relationships to Body Size. *Herpetologica* 41, 194–205.
- Courmont, L., de Sousa, L., 2011. Plan national d'actions en faveur de l'Emyde lépreuse *Mauremys leprosa* 2012–2016.
- Cox, N. a., Temple, H.J., 2009. European Red List of Reptiles, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. Office for Official Publications of of the European Communities.
- Cox, N., Chanson, J., Stuart, S., 2006. The Status and Distribution of Reptiles and Amphibians of the Mediterranean Basin, Distribution, IUCN Red List of Threatened Species, Mediterranean Regional Assessment. Island Press.
- Crooks, J.A., Chang, A.L., Ruiz, G.M., 2011. Aquatic pollution increases the relative success of invasive species. *Biological Invasions* 13, 165–176. doi:10.1007/s10530-010-9799-3
- Cuttelod, A., García, N., Malak, D.A., Temple, H., 2008. The mediterranean: A biodiversity hotspot under threat. *The 2008 Review of The IUCN Red List of Threatened Species*. 16.
- da Silva, E., 1995. Notes on Clutch Size and Egg Size of *Mauremys leprosa* from Spain. *Journal of Herpetology* 29, 484. doi:10.2307/1565008
- da Silva, E., 2002. *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812)., in: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.), *Atlas Y Libro Rojo de Los Anfibios Y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Asociación Herpetológica Española, Madrid, pp. 143–146.
- da Silva, E., Blasco, M., 1997. *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812). Galápago leproso, in: Pleguezuelos, J.M. (Ed.), *Distribución Y Biogeografía de Los Anfibios Y Reptiles En España Y Portugal*. Monografías Herpetológicas, 3. Asociación Herpetológica Española, Granada, pp. 172–174.
- Dafforn, K.A., Glasby, T.M., Johnston, E.L., 2009. Links between estuarine condition and spatial distributions of marine invaders. *Diversity and Distributions* 15, 807–821. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00587.x
- De Jong, H., 1998. In search of historical biogeographic patterns in the western Mediterranean terrestrial fauna. *Biological Journal of the Linnean Society* 65, 99–164. doi:10.1006/bijl.1998.0239
- Díaz-Paniagua, C., Andreu, A.C., 2014. *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812), in: Salvador, A. (Ed.), *Fauna Ibérica*, Vol. 10, Reptiles, 2a Edición, Revisada Y Aumentada. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC, Madrid (SPAIN), pp. 194–203.
- Díaz-paniagua, C., Andreu, A.C., Keller, C., 2015. Galápago leproso – *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812), in: Salvador, A., Marco, A. (Eds.), *Enciclopedia Virtual de Los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid (SPAIN), pp. 1–49.
- Díaz-Paniagua, C., Marco, A., Andreu, A.C., Sánchez, C., Pena, L., Acosta, M., Molina, I., 2002. *Trachemys scripta* en Doñana, Informe no publicado. Sevilla.
- Dirzo, R., Raven, P.H., 2003. Global state of biodiversity and loss. *Annual Review of Environment and Resources* 28, 137–167. doi:10.1146/annurev.energy.28.050302.105532
- Dodd Jr., C.K., Seigel, R., 1991. Relocation, Repatriation, and Translocation of Amphibians and Reptiles: Are They Conservation Strategies That Work? *Herpetologica* 47, 336–350.

- Dodd, C.K., 1990. Effects of habitat fragmentation on a stream-dwelling species, the flattened musk turtle *Sternotherus depressus*. *Biological Conservation* 54, 33–45. doi:10.1016/0006-3207(90)90040-V
- Domènech, F., Marquina, R., Soler, L., Valls, L., Aznar, F.J., Fernández, M., Navarro, P., Lluch, J., 2015. Helminth fauna of the invasive American red-eared slider *Trachemys scripta* in eastern Spain: potential implications for the conservation of native terrapins. *Journal of Natural History* 2933, 1–15. doi:10.1080/00222933.2015.1062931
- DonnerWright, D.M., Bozek, M.A., Probst, J.R., Anderson, E.M., 1999. Responses of turtle assemblage to environmental gradients in the St. Croix River in Minnesota and Wisconsin, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology* 77, 989–1000. doi:10.1139/z99-068
- Dorđević, S., Marko, A., 2015. Possible reproduction of the red-eared slider, *Trachemys scripta elegans* (Reptilia : Testudines : Emydida), in Serbia , under natural conditions. *Hyla* 2015, 44–49.
- Dudgeon, D., Arthington, A.H., Gessner, M.O., Kawabata, Z.-I., Knowler, D.J., Lévêque, C., Naiman, R.J., Prieur-Richard, A.-H., Soto, D., Stiassny, M.L.J., Sullivan, C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews* 81, 163. doi:10.1017/S1464793105006950
- Dunham, A.E., Morin, P.J., Wilbur, H.M., 1988. Methods for the study of reptile populations, in: Gans, C., Huey, R.B. (Eds.), *Biology of the Reptilia*. Alan Liss Inc., New York (USA), pp. 331–386.
- Ehrlich, P.R., 1988. The Loss of Diversity: Causes and Consequences, in: Harvard University (Ed.), *Biodiversity*. National Academies Press, pp. 21–28.
- Ernst, C.H., Barbour, R.W., 1989. *Turtles of the world*. Smithsonian Institution Press.
- Ernst, C.H., Lovich, J.E., 2009. *Turtles of the United States and Canada*, *Turtles of the United States and Canada*. Johns Hopkins University Press.
- Erwin, D., 2008. Macroevolution of ecosystem engineering, niche construction and diversity. *Trends in Ecology & Evolution* 23, 304–310. doi:10.1016/j.tree.2008.01.013
- Etienne, R.S., Heesterbeek, J.A.P., 2001. Rules of thumb for conservation of metapopulations based on a stochastic winking patch model. *The American Naturalist* 158, 389–407. doi:10.1086/321986
- Ewert, M.A., Nelson, C.E., 1991. Sex determination in turtles: diverse patterns and some possible adaptive values. *Copeia* 1991, 50. doi:10.2307/1446248
- Ferronato, B.O., Marques, T.S., Guardia, I., Longo, A.L.B., Piña, C.I., Bertoluci, J., Verdade, L.M., Pina, C.I., Bertoluci, J., Verdade, L.M., 2009. The turtle *Trachemys scripta elegans* (Testudines, Emydidae) as an invasive species in a polluted stream of southeastern Brazil. *Herpetological Bulletin* 109, 29–34.
- Ficetola, G.F., Rödder, D., Padoa-Schioppa, E., 2012. *Trachemys scripta* (Slider terrapin), in: Francis, R.A. (Ed.), *Handbook of Global Freshwater Invasive Species*. Earthscan from Routledge, Abingdon, pp. 331–339.
- Filella, E., Rivera, X., Arribas, O., Melero, J.A., 1999. Estatus i dispersió de *Trachemys scripta elegans* a Catalunya (Nord-est de la Península Ibèrica). *Butll. Soc. Cat. D'Herp.* 14, 30–36.
- Finlayson, M.C., 2012. Forty years of wetland conservation and wise use. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22, 139–143. doi:10.1002/aqc.2233
- Fong, J.J., Chen, T.-H., 2010. DNA evidence for the hybridization of wild turtles in Taiwan: possible genetic pollution from trade animals. *Conservation Genetics* 11, 2061–2066. doi:10.1007/s10592-010-0066-z
- Franch, M., Bravo, X., Llorente, G.A., Montori, A., San Sebastián, O., 2008. Estudio de la conectividad entre núcleos poblacionales de galápagos europeo en Girona: una herramienta de conservación de especies amenazadas. *Riudarenes (SPAIN)*.
- Franch, M., Feo, C., Boix, D., 2007. Projecte de reintroducció de la tortuga d'estany (*Emys orbicularis*) al baix Ter (LIFE04 NAT/ES/000059). Fundació Emys. Universitat de Girona.
- Franch, M., Llorente, G.A., Montori, A., 2006. Dades sobre la població de tortuga de rierol (*Mauremys*

- leprosa*) a la Reserva Natural de Sebes Flix. ALJUB 14, 19–22.
- Franch, M., Llorente, G.A., Montori, A., 2007. Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el Delta del Llobregat (NE Ibérico). Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 2.º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras “EEI 2006”. GEIB, Serie Técnica N.º 3, 280 pp. 85–101.
- Franch, M., Montori, A., Sillero, N., Llorente, G.A., 2015. Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species. *Hydrobiologia* 757, 129–142. doi:10.1007/s10750-015-2247-8
- Franck, M., 1998. Vallée de la Baillaury, dernier sanctuaire français des *Mauremys leprosa*. Rapport fin d'étude SOPTOM. Gonfaron.
- Frankham, R., 1995. Conservation Genetics. *Annual Review of Genetics* 29, 305–327. doi:10.1146/annurev.ge.29.120195.001513
- Frankham, R., Ballou, J.D., Briscoe, D.A., 2010. Introduction to Conservation Genetics, 2nd ed, Forest Ecology and Management. Cambridge University Press. doi:10.1016/j.foreco.2003.12.001
- Frazer, N.B., Gibbons, J.W., Greene, J.L., 1990. Life Tables of a Slider Turtle Population, in: Gibbons, J.W. (Ed.), Life History and Ecology of the Slider Turtle. Smithsonian Institution Press., Washington, D. C., pp. 183–200.
- Fridley, J.D., Stachowicz, J.J., Naeem, S., Sax, D.F., Seabloom, E.W., Smith, M.D., Stohlgren, T.J., Tilman, D., Holle, B. Von, 2007. The invasion paradox: reconciling pattern and process in species invasions. *Ecology* 88, 3–17. doi:10.1890/0012-9658(2007)88[3:TIPRPA]2.0.CO;2
- Fritz, U., Barata, M., Busack, S.D., Fritzsche, G., Castilho, R., 2006. Impact of mountain chains, sea straits and peripheral populations on genetic and taxonomic structure of a freshwater turtle, *Mauremys leprosa* (Reptilia, Testudines, Geoemydidae). *Zoologica Scripta* 35, 97–108. doi:10.1111/j.1463-6409.2005.00218.x
- Fritz, U., Chiari, Y., (eds.), 2013. Conservation actions for European pond turtles – a summary of current efforts in distinct European countries. *Herpetology Notes* 6.
- Fritz, U., Fritzsche, G., Lehr, E., Ducotterd, J.-M., Müller, A., 2005. The Atlas Mountains, not the Strait of Gibraltar, as a biogeographic barrier for *Mauremys leprosa* (Reptilia: Testudines). *Salamandra* 41, 97–106.
- Fritz, U., Guicking, D., Lenk, P., Joger, U., Wink, M., 2004. When turtle distribution tells European history: mtDNA haplotypes of *Emys orbicularis* reflect in Germany former division by the Iron Curtain. *Biologia* 59, 19–25.
- Fuselier, L., Edds, D., 1994. Habitat partitioning among three sympatric species of map turtles, Genus *Graptemys*. *Journal of Herpetology* 28, 154–158. doi:10.2307/1564614
- García, P., Ayres, C., 2007. Depredación masiva de la nutria (*Lutra lutra*) sobre el galápago leproso (*Mauremys leprosa*). *Munibe (Suplemento)* 25, 44–49.
- García-Díaz, P., Ross, J. V., Ayres, C., Cassey, P., 2015. Understanding the biological invasion risk posed by the global wildlife trade: propagule pressure drives the introduction and establishment of Nearctic turtles. *Global Change Biology* 21, 1078–1091. doi:10.1111/gcb.12790
- Gariboldi, A., Zuffi, M.A.L., 1994. Notes on the population reinforcement project for *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) in a natural park of northwestern Italy. *Herpetozoa* 7, 83–89.
- Gascón, S., Boix, D., Sala, J., 2009. Are different biodiversity metrics related to the same factors? A case study from Mediterranean wetlands. *Biological Conservation* 142, 2602–2612. doi:10.1016/j.biocon.2009.06.008
- Gastor, K.J., Spicer, J.I., 2013. Biodiversity: an Introduction., 2nd ed. Wiley.
- Geist, J., 2011. Integrative freshwater ecology and biodiversity conservation. *Ecological Indicators* 11, 1507–1516. doi:10.1016/j.ecolind.2011.04.002
- Geniez, P., Cheylan, M., 2012. Les Amphibiens et les Reptiles du Languedoc-Roussillon et régions

- limitrophes. Atlas biogéographique (Inventaires & biodiversité, 3). Muséum national d'Histoire naturelle & Biotope, Paris (FRANCE).
- Genovesi, P., Carnevali, L., Alonzi, A., Scalera, R., 2012. Alien mammals in Europe: updated numbers and trends, and assessment of the effects on biodiversity. *Integrative Zoology* 7, 247–253. doi:10.1111/j.1749-4877.2012.00309.x
- Genovesi, P., Shine, C., 2004. European Strategy on Invasive Alien Species: Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention), Nature and. ed, European Strategy on Invasive Alien Species: Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats. Council of Europe Press.
- Georges, A., Guarino, F., White, M., 2006. Sex-ratio bias across populations of a freshwater turtle (Testudines: Chelidae) with genotypic sex determination. *Wildlife Research* 33, 475. doi:10.1071/WR06047
- Gibbons, J.W., 1970. Sex ratios in turtles. *Researches on population ecology* 12, 252–254.
- Gibbons, J.W., 1982. Reproductive patterns in freshwater turtles. *Herpetologica* 38, 222–227.
- Gibbons, J.W., 1990a. The Slider Turtle, in: Gibbons, J.W. (Ed.), *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Smithsonian Institution Press., Washington, D. C., pp. 3–18.
- Gibbons, J.W., 1990b. Sex ratios and their significance among turtle populations, in: Gibbons, J.W. (Ed.), *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Smithsonian Institution Press., Washington, D. C., pp. 171–182.
- Gibbons, J.W., Avery, H.W., 2000. *Life history and ecology of the slider turtle*, 2nd Edition. ed. Smithsonian Institution Press Washington, DC.
- Gibbons, J.W., Greene, J.L., 1990. Reproduction in the Slider and Other Species of Turtles, in: Gibbons, J.W. (Ed.), *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Smithsonian Institution Press., Washington, D. C., pp. 124–134.
- Gibbons, J.W., Keaton, G.H., Schuhauer, J.P., Greene, J.L., Bennett, D.P., McAuliffe, J.R., Sharitz, R.R., 1979. Unusual population size structure in freshwater turtles on Barrier Islands. *Ga J Sci* 37, 155–159.
- Gibbons, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., Winne, C.T., Gibbon, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., Winne, C.T., 2000. The global decline of reptiles, déjà vu amphibians. *BioScience* 50, 653. doi:10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDORD]2.0.CO;2
- Gibbs, J.P., 2000. Wetland loss and biodiversity conservation. *Conservation Biology* 14, 314–317. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.98608.x
- Gibbs, J.P., Shriver, W.G., 2002. Estimating the effects of road mortality on turtle populations. *Conservation Biology* 6, 1647–1652.
- Goheen, J.R., Swihart, R.K., Gehring, T.M., Miller, M.S., 2003. Forces structuring tree squirrel communities in landscapes fragmented by agriculture: species differences in perceptions of forest connectivity and carrying capacity. *Oikos* 102, 95–103. doi:10.1034/j.1600-0706.2003.12336.x
- Gómez-Cantarino, A., Lizana, M., 2000. Distribución y uso del hábitat de los galápagos (*Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis*) en la provincia de Salamanca. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 1, 4–8.
- Gopal, B., 2009. Biodiversity in Wetlands, in: *The Wetlands Handbook*. Wiley-Blackwell, pp. 65–95. doi:10.1002/9781444315813.ch3
- Guisan, A., Hofer, U., 2003. Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography* 30, 1233–1243. doi:10.1046/j.1365-2699.2003.00914.x
- Gurevitch, J., Padilla, D., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology & Evolution* 19, 470–474. doi:10.1016/j.tree.2004.07.005

- Hanski, I., 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41–49. doi:10.1038/23876
- Hanski, I.A., Simberloff, D., 1997. The metapopulation approach, its history, conceptual domain, and application to conservation, in: *Metapopulation Biology*. Elsevier, San Diego, pp. 5–26. doi:10.1016/B978-012323445-2/50003-1
- Hedrick, P.W., Kalinowski, S.T., 2000. Inbreeding depression in conservation biology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 31, 139–162.
- Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., Pérez-Santigosa, N., de Frutos-Escobar, C., Herrero-Herrero, A., 2008. *Salmonella* in free-living exotic and native turtles and in pet exotic turtles from SW Spain. *Research in Veterinary Science* 85, 449–452. doi:10.1016/j.rvsc.2008.01.011
- Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., Ribas, A., Florencio, M., Pérez-Santigosa, N., Casanova, J.C., 2009. Helminth communities of the exotic introduced turtle, *Trachemys scripta elegans* in southwestern Spain: Transmission from native turtles. *Research in Veterinary Science* 86, 463–465.
- Hiddink, J.G., MacKenzie, B.R., Rijnsdorp, A., Dulvy, N.K., Nielsen, E.E., Bekkevold, D., Heino, M., Lorange, P., Ojaveer, H., 2008. Importance of fish biodiversity for the management of fisheries and ecosystems. *Fisheries Research* 90, 6–8. doi:10.1016/j.fishres.2007.11.025
- Holbrook, J.E., 1842. North american herpetology: or, a description of the reptiles inhabiting the United States, 1st ed. doi:10.5962/bhl.title.12492
- Hong, M., Zhang, K., Shu, C., Xie, D., Shi, H., 2014. Effect of salinity on the survival, ions and urea modulation in red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Asian Herpetological Research* 5, 128. doi:10.3724/SP.J.1245.2014.00128
- Hulme, P.E., 2007. Biological invasions in Europe: drivers, pressures, states, impacts and responses., in: Hester, R.E., Harrison, R.M. (Eds.), *Biodiversity Under Threat, Issues in Environmental Science and Technology*. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp. 56–80.
- Hulme, P.E., 2009. Trade, transport and trouble: managing invasive species pathways in an era of globalization. *Journal of Applied Ecology* 46, 10–18. doi:10.1111/j.1365-2664.2008.01600.x
- Iverson, J.B., 1979. Another inexpensive turtle trap. *Herpetological Review* 10, 55.
- Jackson, D.R., 1988. Reproductive strategies of sympatric freshwater turtles in northern peninsular Florida. *Bull. Flo. Sta. Mus. Biol. Sci.* 33, 114–158.
- Jehle, R., Arntzen, J.W., 2002. Review: microsatellite markers in amphibian conservation genetics. *Herpetological Journal* 12, 1–9.
- Jiménez, J., Lacomba, I., Sancho, V., Risueño, P., 2002. Peces continentales, anfibios y reptiles de la Comunidad Valenciana, Colección. ed. Generalitat Valenciana. Conselleria del Medi Ambient.
- Joyal, L.A., McCollough, M., Hunter, M.L., 2001. Landscape ecology approaches to wetland species conservation: A case study of two turtle species in southern Maine. *Conservation Biology*. doi:10.1046/j.1523-1739.2001.98574.x
- Kauhala, K., Kowalczyk, R., 2011. Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: History of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology*.
- Keller, C., 1997. Ecología de poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* en el Parque Nacional de Doñana. Universidad de Sevilla (SPAIN).
- Keller, R.P., Cadotte, M.W., Sandiford, G., 2014. *Invasive Species in a Globalized World: Ecological, Social, and Legal Perspectives on Policy*. University of Chicago Press.
- Knoepffler, L.P., 1979. La cistude de Mauritanie (*Clemmys caspica leprosa* Schweigger, 1812) fait-elle partie de la faune de France? *Bulletin Société Herpétologique de France* 12, 22–26.
- Koh, L.P., 2004. Species Coextinctions and the Biodiversity Crisis. *Science* 305, 1632–1634. doi:10.1126/science.1101101
- Kotenko, T., 2004. Distribution, habitats, abundance and problems of conservation of the European pond turtle (*Emys orbicularis*) in the Crimea (Ukraine): first results. *Biologia* 33–46.
- Kraus, F., 2009. *Alien Reptiles and Amphibians*. Springer Netherlands, Dordrecht. doi:10.1007/978-1-

- Krebs, C.J., 2009. Ecology: the experimental analysis of distribution and abundance, 6th Edition. ed, Harper Collins life sciences. HarperCollins College Publishers, San Francisco, USA.
- Lambert, M.R., Nielsen, S.N., Wright, A.N., Thomson, R.C., Shaffer, H.B., 2013. Habitat features determine the basking distribution of introduced red-eared sliders and native western pond turtles. *Chelonian Conservation and Biology* 12, 192–199. doi:10.2744/CCB-1010.1
- Lebboroni, M., Chelazzi, G., 1991. Activity patterns of *Emys orbicularis* L. (Chelonia Emydidae) in central Italy. *Ethology Ecology & Evolution* 3, 257–268. doi:10.1080/08927014.1991.9525373
- Lenk, P., Fritz, U., Joger, U., Wink, M., 1999. Mitochondrial phylogeography of the European pond turtle, *Emys orbicularis* (Linnaeus 1758). *Molecular Ecology* 8, 1911–1922. doi:10.1046/j.1365-294x.1999.00791.x
- Lever, C., 2003. Naturalized reptiles and amphibians of the world, Oxford biology readers. Oxford University Press.
- LIFE-Trachemys, 2012. Ensayos de efectividad de medios de captura.
- Lindeman, P. V., 1997. A comparative spotting-scope study of the distribution and relative abundance of River Cooters (*Pseudemys concinna*) in Western Kentucky and Southern Mississippi. *Chelonian Conservation and Biology* 2, 378–383.
- Lindeman, P. V., 2000. Resource use of five sympatric turtle species: effects of competition, phylogeny, and morphology. *Canadian Journal of Zoology* 78, 992–1008. doi:10.1139/z00-013
- Lindeman, P., 1996. Comparative life history of painted turtles (*Chrysemys picta*) in two habitats in the inland Pacific Northwest. *Copeia* 114–130.
- Lloret, F., Calvo, E., Pons, X., Díaz-Delgado, R., 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 17, 745–759. doi:10.1023/A:1022966930861
- Lovich, J.E., 1995. Turtles, in: LaRoe, E.T., G.S. Farris, C.E. Puckett, P.D. Doran, and M.J. Mac (Ed.), our living resources : a report to the nation on the distribution, abundance, and health of U.S. plants, animals, and ecosystems. U.S. Dept. of the Interior, National Biological Service, Washington, DC :, p. 548. doi:10.5962/bhl.title.4172
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., de Poorter, M., 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group, Auckland, New Zealand.
- Luiselli, L., Capula, M., Capizzi, D., Filippi, E., Trujillo Jesus, V., Anibaldi, C., 1997. Problems for conservation of pond turtles (*Emys orbicularis*) in central Italy: is the introduced red-eared turtle (*Trachemys scripta*) a serious threat? *Chelonian Conservation Biology* 2, 417–419.
- MacDougall, A.S., Turkington, R., 2005. Are invasive species the drivers or passengers of change in degraded ecosystems? *Ecology* 86, 42–55. doi:10.1890/04-0669
- Malkmus, R., 2004. Amphibians and reptiles of portugal, madeira and the azores-archipelago: distribution and natural history notes. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Königstein (Germany).
- Malmqvist, B., Rundle, S., 2002. Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental Conservation* 29, 134–153. doi:10.1017/S0376892902000097
- Maltby, E., 1991. Wetland management goals: wise use and conservation. *Landscape and Urban Planning* 20, 9–18. doi:10.1016/0169-2046(91)90085-Z
- Marchand, M.N., Litvaitis, J.A., 2004a. Effects of landscape composition, habitat features, and nest distribution on predation rates of simulated turtle nests. *Biological Conservation* 117, 243–251. doi:10.1016/j.biocon.2003.07.003
- Marchand, M.N., Litvaitis, J.A., 2004b. Effects of habitat features and landscape composition on the population structure of a common aquatic turtle in a region undergoing rapid development. *Conservation Biology* 18, 758–767. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00019.x
- Martínez-silvestre, A., Cano, J.M., Soler, J., 2015. Tortuga mordedora (*Chelydra serpentina*) en Cataluña

- (NE de la Península Ibérica): nuevas citas y consideraciones sobre su riesgo invasor. Boletín de la Asociación Herpetologica Española 26, 91–93.
- Martínez-Silvestre, A., Hidalgo-Vila, J., Pérez-Santiagosa, N., Díaz-Paniagua, C., Salvador, A., Marco, A., 2011. Galápagos de Florida–*Trachemys scripta* (Schoepff, 1792), in: Salvador, A., Marco, A. (Eds.), Enciclopedia Virtual de Los Vertebrados Españoles. . Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid (SPAIN), pp. 1–39.
- Masin, S., Bonardi, A., Padoa-Schioppa, E., Bottoni, L., Ficetola, G.F., 2013. Risk of invasion by frequently traded freshwater turtles. Biological Invasions 16, 217–231. doi:10.1007/s10530-013-0515-y
- Matson, C.W., Palatnikov, G., Islamzadeh, A., McDonald, T.J., Autenrieth, R.L., Donnelly, K.C., Bickham, J.W., 2005. Chromosomal damage in two species of aquatic turtles (*Emys orbicularis* and *Mauremys caspica*) inhabiting contaminated sites in Azerbaijan. Ecotoxicology 14, 513–525. doi:10.1007/s10646-005-0001-0
- Mayol, J., Álvarez, C., Manzano, X., 2009. Presència i control del coati, *Nasua nasua* L., i d'altres carnívors introduïts en època recent a Mallorca. Boll. Soc. Hist. Nat. Balears 52, 183–191.
- McGeoch, M. a., Butchart, S.H.M., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E.J., Symes, A., Chanson, J., Hoffmann, M., 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. Diversity and Distributions 16, 95–108. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00633.x
- Melero, Y., Palazón, S., Revilla, E., Martelo, J., Gosálbez, J., 2008. Space use and habitat preferences of the invasive American mink (*Mustela vison*) in a Mediterranean area. European Journal of Wildlife Research 54, 609–617. doi:10.1007/s10344-008-0186-7
- Meyer, E., Eskew, E.A., Chibwe, L., Schrlau, J., Massey Simonich, S.L., Todd, B.D., 2016. Organic contaminants in western pond turtles in remote habitat in California. Chemosphere 154, 326–334. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.03.128
- Meyer, L., Preez, L. Du, Bonneau, E., Héritier, L., Franch, M., Valdeón, A., Sadaoui, A., Kechemir-issad, N., Palacios, C., Verneau, O., 2015. Parasite host-switching from the invasive American red-eared slider, *Trachemys scripta elegans*, to the native Mediterranean pond turtle, *Mauremys leprosa*, in natural environments. Aquatic Invasions 10, 79–91. doi:10.3391/ai.2015.10.1.08
- Midwood, J.D., Cairns, N.A., Stoot, L.J., Cooke, S.J., Blouin-Demers, G., 2015. Bycatch mortality can cause extirpation in four freshwater turtle species. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems 25, 71–80. doi:10.1002/aqc.2475
- Mignet, F., Gendre, T., Reudet, D., Malgoire, F., Cheylan, M., Besnard, A., 2014. Short-term evaluation of the success of a reintroduction program of the european pond turtle: the contribution of space-use modeling. Chelonian Conservation and Biology 13, 72–80. doi:10.2744/CCB-1065.1
- Ming-ch'eng Adams, C.I., Baker, J.E., Kjellerup, B. V., 2016. Toxicological effects of polychlorinated biphenyls (PCBs) on freshwater turtles in the United States. Chemosphere 154, 148–154. doi:10.1016/j.chemosphere.2016.03.102
- Mitchell, J.C., 1988. Population ecology and life histories of the freshwater turtles *Chrysemys picta* and *Sternotherus odoratus* in an urban lake. Herpetological Monographs 2, 40. doi:10.2307/1467026
- Mitchell, J.C., Pague, M.C., 1990. Body size, reproductive variation, and growth in the slider turtle at the northeastern edge of its range, in: Gibbons, J.W. (Ed.), Life History and Ecology of the Slider Turtle. Smithsonian Institution Press., Washington, D. C., pp. 146–151.
- Mittermeier, R.A., Turner, W.R., Larsen, F.W., Brooks, T.M., Gascon, C., 2011. Global biodiversity conservation: the critical role of hotspots, in: Zachos, F.E., Habel, J.C., Springer Science & Business Media (Eds.), Biodiversity Hotspots: Distribution and Protection of Conservation Priority Areas. Springer Science & Business Media, pp. 3–23.
- Moll, D., 1980. Dirty river turtles. Natural History 89, 42.
- Moll, D., Moll, E.O., 2004. The Ecology, Exploitation and Conservation of River Turtles. Oxford University Press.
- Moll, E.O., 1979. Reproductive Cycles and Adaptations, in: Harless, M., Morlock, H. (Eds.), Turtles:

- Prespectives and Research. John Wiley & Sons, New York, New York (USA), pp. 305–331.
- Møller, T.R., Rørdam, C.P., Møller, T.R., Rørdam, C.P., 1985. Species numbers of vascular plants in relation to area, isolation and age of ponds in Denmark. *Oikos* 45, 8. doi:10.2307/3565216
- Monroe, J.B., Baxter, C. V., Olden, J.D., Angermeier, P.L., 2009. Freshwaters in the public eye: understanding the role of images and media in aquatic conservation. *Fisheries* 34, 581–585. doi:10.1577/1548-8446-34.12.581
- Myers, N., Mittermeier, R.A., Mittermeier, C.G., da Fonseca, G. a, Kent, J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403, 853–858. doi:10.1038/35002501
- Naiman, R.J., Turner, M.G., 2000. A future perspective on North America's freshwater ecosystems. *Ecological Applications* 10, 958–970. doi:10.1890/1051-0761(2000)010[0958:AFPONA]2.0.CO;2
- Naimi, M., Znari, M., Lovich, J.E., Feddadi, Y., Baamrane, M.A.A., 2012. Clutch and egg allometry of the turtle *Mauremys leprosa* (Chelonia: Geoemydidae) from a polluted peri-urban river in west-central Morocco. *Herpetological Journal* 22, 43–49.
- Nentwig, W., Kühnel, E., Bacher, S., 2010. A generic impact-scoring system applied to alien mammals in Europe. *Conservation Biology* 24, 302–311. doi:10.1111/j.1523-1739.2009.01289.x
- Parham, J.F., Papenfuss, T.J., Dijk, P.P. van, Wilson, B.S., Marte, C., Schettino, L.R., Brian Simison, W., 2013. Genetic introgression and hybridization in Antillean freshwater turtles (*Trachemys*) revealed by coalescent analyses of mitochondrial and cloned nuclear markers. *Molecular phylogenetics and evolution* 67, 176–187. doi:10.1016/j.ympev.2013.01.004
- Parmenter, R.R., Avery, H.W., 1990. The feeding ecology of the slider turtle, in: Gibbons, J.W. (Ed.), *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Smithsonian Institution Press., Washington, D. C., pp. 257–266.
- Pearson, S.H., Avery, H.W., Spotila, J.R., 2015. Juvenile invasive red-eared slider turtles negatively impact the growth of native turtles: Implications for global freshwater turtle populations. *Biological Conservation* 186, 115–121. doi:10.1016/j.biocon.2015.03.001
- Pedall, I., Fritz, U., Stuckas, H., Valdeón, A., Wink, M., 2011. Gene flow across secondary contact zones of the *Emys orbicularis* complex in the Western Mediterranean and evidence for extinction and re-introduction of pond turtles on Corsica and Sardinia (Testudines: Emydidae). *Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research* 49, 44–57. doi:10.1111/j.1439-0469.2010.00572.x
- Pereira, H.M., Navarro, L.M., Martins, I.S., 2012. Global Biodiversity change: the bad, the good, and the unknown. *Annual Review of Environment and Resources* 37, 25–50. doi:10.1146/annurev-environ-042911-093511
- Pérez Santigosa, N., Díaz-Paniagua, C., Hidalgo-Vila, J., Robles, F., Pérez De Ayala, J.M., Remedios, M., Barroso, J.L., Valderrama, J., Coronel, N., Cobo, M.D., Bañuls, S., 2006. Trampas y plataformas de asoleamiento: la mejor combinación para erradicar galápagos exóticos. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 17, 115–120.
- Pérez-Santigosa, N., Díaz-Paniagua, C., Hidalgo-Vila, J., 2008. The reproductive ecology of exotic *Trachemys scripta elegans* in an invaded area of southern Europe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18, 1302–1310. doi:10.1002/aqc.974
- Pérez-Santigosa, N., Diaz-Paniagua, C., Hidalgo-Vila, J., Marco, A., Andreu, A., Portheault, A., 2006. Características de dos poblaciones reproductoras del galapago de Florida, *Trachemys scripta elegans*, en el suroeste de España. *Revista Española de Herpetología* 20, 5–16.
- Pérez-Santigosa, N., Florencio, M., Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., 2011. Does the exotic invader turtle, *Trachemys scripta elegans*, compete for food with coexisting native turtles? *Amphibia-Reptilia* 32, 167–175. doi:10.1163/017353710X552795
- Pimm, S.L., 2008. Biodiversity: climate change or habitat loss - which will kill more species? *Current Biology* 18, R117–R119. doi:10.1016/j.cub.2007.11.055
- Pleguezuelos, J.M., 2002. Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles, in: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.), *Atlas Y Libro Rojo de Los Anfibios Y Reptiles de España*. Dirección General

- de Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp. 501–532.
- Pleguezuelos, J.M., Fahd, S., Carranza, S., 2008. El papel del Estrecho de Gibraltar en la conformación de la actual fauna de anfibios y reptiles en el Mediterráneo Occidental. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 19, 1–16.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M., 2002. Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Plummer, M. V., 1979. Collecting and marking, in: Harless, M., Morlock, H. (Eds.), *Turtles: Perspectives and Research*. Cornell University, pp. 45–60.
- Pluto, T.G., Bellis, E.D., 1986. Habitat Utilization by the Turtle, *Graptemys geographica*, along a River. *Journal of Herpetology* 20, 22. doi:10.2307/1564121
- Polo Cavia, N., 2009. Factores que afectan a la competencia entre el galápagos leproso (*Mauremys leprosa*) y el introducido galápagos de Florida (*Trachemys scripta*). Consejo Superior de Investigaciones Científicas (España).
- Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J., 2009. Interspecific differences in heat exchange rates may affect competition between introduced and native freshwater turtles. *Biological Invasions* 11, 1755–1765. doi:10.1007/s10530-008-9355-6
- Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J., 2010. Competitive interactions during basking between native and invasive freshwater turtle species. *Biological Invasions* 12, 2141–2152. doi:10.1007/s10530-009-9615-0
- Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J., 2011. Aggressive interactions during feeding between native and invasive freshwater turtles. *Biological Invasions* 13, 1387–1396. doi:10.1007/s10530-010-9897-2
- Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J., 2012. Effects of body temperature on righting performance of native and invasive freshwater turtles: Consequences for competition. *Physiology & Behavior* 108, 28–33. doi:10.1016/j.physbeh.2012.10.002
- Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J., 2015. Interference competition between native Iberian turtles and the exotic *Trachemys scripta*. *Basic and Applied Herpetology* 28, 5–20. doi:10.11160/bah.13014
- Postel, S., Richter, B., 2003. *Rivers for Life: Managing Water For People And Nature*. Island Press, Washington, DC.
- Prévot-Julliard, A.-C., Delmas, V., Girondot, M., 2003. Reproduction des tortues de Floride (*Trachemys scripta elegans*) dans la réserve de Saint-Quentin-en-Yvelines, France. *Bulletin de la Réserve Naturelle de Saint-Quentin-en-Yvelines* 1–5.
- Ramsay, N.F., Ng, P.K.A., O’Riordan, R.M., Chou, L.M., 2007. The red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) in Asia: a review, in: Gherardi, F. (Ed.), *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats*. Springer, pp. 161–174.
- Rao, M., Saw Htun, Platt, S.G., Tizard, R., Poole, C., Than Myint, Watson, J.E.M., 2013. Biodiversity conservation in a changing climate: a review of threats and implications for conservation planning in Myanmar. *AMBIO* 42, 789–804. doi:10.1007/s13280-013-0423-5
- Real, R., Márquez, A.L., Estrada, A., Muñoz, A.R., Vargas, J.M., 2008. Modelling chorotypes of invasive vertebrates in mainland Spain. *Diversity and Distributions* 14, 364–373. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00419.x
- Reese, D.A., Welsh, H.H., 1998. Habitat use by western pond turtles in the Trinity River, California. *The Journal of Wildlife Management* 62, 842. doi:10.2307/3802535
- Rhymer, J.M., Simberloff, D., 1996. Extinction by hybridization and introgression. *Annual Review of Ecology and Systematics* 27, 83–109.
- Rivas-Martínez, S., 1983. Pisos bioclimáticos de España. *Lazarroa* 5, 33–43.
- Rivera, X., Escoriza, D., Maluquer-Margalef, J., Arribas, O., Carranza, S., 2011. Amfibis i rèptils de Catalunya, País Valencià i Balears. Lynx Edicions & Societat Catalana d’Herpetologia, Bellaterra.
- Rizkalla, C.E., Swihart, R.K., 2006. Community structure and differential responses of aquatic turtles to

- agriculturally induced habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 21, 1361–1375. doi:10.1007/s10980-006-0019-6
- Rodda, G., Tyrrell, C., 2008. Introduced species that invade and species that thrive in town: Are these two groups cut from the same cloth. *Urban herpetology*. Salt Lake City, Utah: SSAR ... 321–336.
- Rodríguez-Rodríguez, E.J., De Vries, W., Escrivà-Colomar, I., Trujillo, F., Marco, A., 2015. Evolución de la distribución y estimas de abundancia para *Emys orbicularis* y *Mauremys leprosa* en la Sierra Norte de Sevilla. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 26, 54–57.
- Romero, D., Báez, J.C., Ferri, F., Bellido, J.J., Castillo, J.J., Real, R., 2011. Nuevas citas de *Mauremys leprosa* y *Trachemys scripta* en la provincia de Málaga. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 22, 104–107.
- Romero, D., Báez, J.C., Ferri-Yáñez, F., Bellido, J.J., Real, R., 2014. Modelling favourability for invasive species encroachment to identify areas of native species vulnerability. *TheScientificWorldJournal* 2014, 519710. doi:10.1155/2014/519710
- Romero, D., Ferri, P., Báez, J.C., Real, R., 2010. Indicios de reproducción de *Trachemys scripta elegans* en lagunas artificiales de Málaga. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 21, 100–101.
- Rybicki, J., Hanski, I., 2013. Species-area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 16, 27–38. doi:10.1111/ele.12065
- Sacasa i Lluís, J., 2007. Geografia de Catalunya, Cavall Bernat. Publicacions de l'Abadia de Montserrat.
- Salgado, I., 2015. Mapache - *Procyon lotor* (Linnaeus, 1758), in: Salvador, A., Barja, I. (Eds.), *Enciclopedia Virtual de Los Vertebrados Españoles*. Museo Nacional de Ciencias Naturales. CSIC, Madrid (SPAIN).
- Sánchez-Carrillo, S., Angeler, D.G., 2012. Ecology of threatened semi-arid wetlands: long-term research in Las Tablas de Daimiel, *Wetlands: Ecology, Conservation and Management*, *Wetlands: Ecology, Conservation and Management*. Springer Netherlands.
- Schluter, D., 2001. Ecology and the origin of species. *Trends in Ecology & Evolution* 16, 372–380. doi:10.1016/S0169-5347(01)02198-X
- Schnell, J.K., Harris, G.M., Pimm, S.L., Russell, G.J., 2013. Estimating extinction risk with metapopulation models of large-scale fragmentation. *Conservation Biology* 27, 520–530. doi:10.1111/cobi.12047
- Scribner, K.T., Congdon, J.D., Chesser, R.K., Smith, M.H., 1993. Annual differences in female reproductive success affect spatial and cohort-specific genotypic heterogeneity in painted turtles. *Evolution* 47, 1360. doi:10.2307/2410153
- Segurado, P., Araujo, A.P.R., Paula, A., Araújo, R., 2004. Coexistence of *Emys orbicularis* and *Mauremys leprosa* in Portugal at two spatial scales: is there evidence of spatial segregation? *Biologia* 59, 61–72.
- Segurado, P., Figueiredo, D., 2007. Coexistence of two freshwater turtle species along a Mediterranean stream: The role of spatial and temporal heterogeneity. *Acta Oecologica* 32, 134–144. doi:10.1016/j.actao.2007.03.015
- Segurado, P., Kunin, W.E., Filipe, A.F., Araújo, M.B., 2012. Patterns of coexistence of two species of freshwater turtles are affected by spatial scale. *Basic and Applied Ecology* 13, 371–379. doi:10.1016/j.baec.2012.03.008
- Seidel, M.E., 2002. Taxonomic observations on extant species and subspecies of slider turtles, genus *Trachemys*. *Journal of Herpetology* 36, 285–292. doi:10.1670/0022-1511(2002)036[0285:TOOESA]2.0.CO;2
- Servan, J., 1988. La Cistude d'Europe, *Emys orbicularis*, dans les tangs de Brenne, France. *Mesogée* 48, 91–95.
- Silbernagel, C., Clifford, D., Bettaso, J., Worth, S., Foley, J., 2013. Prevalence of selected pathogens in western pond turtles and sympatric introduced red-eared sliders in California, USA. *Diseases of Aquatic Organisms* 107, 37–47. doi:10.3354/dao02663
- Sillero, N., Brito, J.C., Skidmore, A.K., Toxopeus, A.G., 2009. Biogeographical patterns derived from remote

- sensing variables: the amphibians and reptiles of the Iberian Peninsula. *Amphibia-Reptilia* 30, 185–206. doi:10.1163/156853809788201207
- Sillero, N., Campos, J., Bonardi, A., Corti, C., Creemers, R., Crochet, P.-A., Isailovic, J.C., Denoël, M., Ficetola, G.F., Gonçalves, J., Kuzmin, S., Lymberakis, P., de Pous, P., Rodríguez, A., Sindaco, R., Speybroeck, J., Toxopeus, B., Vieites, D.R., Vences, M., 2014. Updated distribution and biogeography of amphibians and reptiles of Europe. *Amphibia-Reptilia* 35, 1–31. doi:10.1163/15685381-00002935
- Soccini, C., Ferri, V., 2004. Bacteriological screening of *Trachemys scripta elegans* and *Emys orbicularis* in the Po Plain (Italy). *Biologia Bratislavia* 201–207.
- Souza, F.L., Abe, A.S., 2000. Feeding ecology, density and biomass of the freshwater turtle, *Phrynops geoffroanus*, inhabiting a polluted urban river in south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 252, 437–446. doi:10.1111/j.1469-7998.2000.tb01226.x
- Sowerby, J. de C., Lear, E., 1872. *Tortoises, terrapins, and turtles: drawn from life*. H. Sotheran, J. Baer & co., London, Paris, and Frankfort. doi:10.5962/bhl.title.3664
- Spangenberg, J.H., Martinez-Alier, J., Omann, I., Monterroso, I., Binimelis, R., 2009. The DPSIR scheme for analysing biodiversity loss and developing preservation strategies. *Ecological Economics* 69, 9–11. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.04.024
- Spinks, P.Q., Pauly, G.B., Crayon, J.J., Bradley Shaffer, H., 2003. Survival of the western pond turtle (*Emys marmorata*) in an urban California environment. *Biological Conservation* 113, 257–267. doi:10.1016/S0006-3207(02)00392-0
- Spinks, P.Q., Shaffer, H.B., Iverson, J.B., McCord, W.P., 2004. Phylogenetic hypotheses for the turtle family Geoemydidae. *Molecular phylogenetics and evolution* 32, 164–82. doi:10.1016/j.ympev.2003.12.015
- Strayer, D.L., Dudgeon, D., 2010. Freshwater biodiversity conservation: recent progress and future challenges. *Journal of the North American Benthological Society* 29, 344–358. doi:10.1899/08-171.1
- Stuckas, H., Velo-Antón, G., Fahd, S., Kalboussi, M., Rouag, R., Arculeo, M., Marrone, F., Sacco, F., Vamberger, M., Fritz, U., 2014. Where are you from, stranger? The enigmatic biogeography of North African pond turtles (*Emys orbicularis*). *Organisms Diversity & Evolution* 1–12. doi:10.1007/s13127-014-0168-4
- Sutor, A., Schwarz, S., Conraths, F.J., 2014. The biological potential of the raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*, Gray 1834) as an invasive species in Europe—new risks for disease spread? *Acta Theriologica* 59, 49–59. doi:10.1007/s13364-013-0138-9
- Swihart, R.K., Gehring, T.M., Kolozsvary, M.B., Nupp, T.E., 2002. Responses of “resistant” vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions* 9, 1–18. doi:10.1046/j.1472-4642.2003.00158.x
- Telecky, T.M., 2001. United States import and export of live turtles and tortoises. *Turtle and Tortoise Newsletter* 4, 8–13.
- Templeton, A.R., 1981. Mechanisms of speciation—a population genetic approach. *Annual Review of Ecology and Systematics* 12, 23–48.
- Templeton, A.R., 1986. Coadaptation and outbreeding depression, in: Soule, M. (Ed.), *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, MA, USA, pp. 105–116.
- Tinkle, D.W., Congdon, J.D., Rosen, P.C., 1981. Nesting frequency and success: implications for the demography of painted turtles. *Ecology* 62, 1426–1432. doi:10.2307/1941498
- Trakimas, G., Sidaravi, J., 2008. Road mortality threatens small northern populations of the European pond turtle, *Emys orbicularis*. *Acta Herpetologica* 3, 161–166.
- Tucker, J.K., 2001. Clutch frequency in the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Journal of Herpetology* 35, 664. doi:10.2307/1565907
- Tucker, J.K., Dolan, C.R., Lamer, J.T., Dustman, E.A., 2008. Climatic warming, sex ratios, and red-eared

- sliders (*Trachemys scripta elegans*) in Illinois. *Chelonian Conservation and Biology* 7, 60–69. doi:10.2744/CCB-0670.1
- Underwood, E.C., Viers, J.H., Klausmeyer, K.R., Cox, R.L., Shaw, M.R., 2009. Threats and biodiversity in the mediterranean biome. *Diversity and Distributions* 15, 188–197. doi:10.1111/j.1472-4642.2008.00518.x
- Valdeón, A., Crespo-Díaz, A., Egaña-Callejo, A., Gosá, A., 2010. Update of the Pond Slider *Trachemys scripta* (Schoepff, 1792) records in Navarre (Northern Spain), and presentation of the Aranzadi Turtle Trap for its population control. *Aquatic Invasions* 5, 297–302. doi:10.3391/ai.2010.5.3.07
- van Dijk, P.P., Harding, J., Hammerson, G.A., 2013. *Trachemys scripta*, in: The IUCN Red List of Threatened Species 2013. doi:10.2305/IUCN.UK.2011-1.RLTS.T22028A9347395.en
- van Dijk, P.P., Iverson, J., Rhodin, A., Shaffer, B., Bour, R., 2014. Turtles of the World, 7th Edition: Annotated Checklist of Taxonomy, Synonymy, Distribution with Maps, and Conservation Status. doi:10.3854/crm.5.000.checklist.v7.2014
- van Dijk, P.P., Mateo Miras, J.A., Cheylan, M., Joger, U., Sá-Sousa, P., Pérez-Mellado, V., 2013. *Mauremys leprosa*, in: IUCN (Ed.), IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. p. www.iucnredlist.org.
- van Wilgen, N.J., Wilson, J.R.U., Elith, J., Wintle, B.A., Richardson, D.M., 2010. Alien invaders and reptile traders: what drives the live animal trade in South Africa? *Animal Conservation* 13, 24–32. doi:10.1111/j.1469-1795.2009.00298.x
- Velo-Antón, G., 2013. Towards better management of European pond turtles (*Emys orbicularis*) in conservation programs. *Herpetology Notes*.
- Velo-Antón, G., Godinho, R., Ayres, C., Ferrand, N., Cordero, A., 2007. Assignment tests applied to relocate individuals of unknown origin in a threatened species, the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Amphibia-Reptilia* 28, 475–484. doi:10.1163/156853807782152589
- Velo-Antón, G., Pinya, S., 2015. El galápagos europeo (*Emys orbicularis*) en la península ibérica e Islas Baleares. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 26, 42–46.
- Velo-Antón, G., Wink, M., Schneeweiß, N., Fritz, U., 2011. Native or not? Tracing the origin of wild-caught and captive freshwater turtles in a threatened and widely distributed species (*Emys orbicularis*). *Conservation Genetics* 12, 583–588. doi:10.1007/s10592-010-0141-5
- Verneau, O., Palacios, C., Platt, T., Alday, M., Billard, E., Allienne, J.-F., Basso, C., DU Preez, L.H., 2011. Invasive species threat: parasite phylogenetics reveals patterns and processes of host-switching between non-native and native captive freshwater turtles. *Parasitology* 138, 1778–92. doi:10.1017/S0031182011000333
- Vernes, C., Crestanello, B., Pecchioli, E., Tartari, D., Caramelli, D., Hauffe, H., Bertorelle, G., 2003. The genetic impact of demographic decline and reintroduction in the wild boar (*Sus scrofa*): A microsatellite analysis. *Molecular Ecology* 12, 585–595. doi:10.1046/j.1365-294X.2003.01763.x
- Vilà, M., Basnou, C., Pyšek, P., Josefsson, M., Genovesi, P., Gollasch, S., Nentwig, W., Olenin, S., Roques, A., Roy, D., Hulme, P.E., 2010. How well do we understand the impacts of alien species on ecosystem services? A pan-European, cross-taxa assessment. *Frontiers in Ecology and the Environment* 8, 135–144. doi:10.1890/080083
- Vilà, M., Ibáñez, I., 2011. Plant invasions in the landscape. *Landscape Ecology* 26, 461–472. doi:10.1007/s10980-011-9585-3
- Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Callejas Linares, A., Susana López Falfán, I., Méndez García, J., Isabel Suárez Guerrero, A., Guadalupe Suárez Guerrero, M., 1999. National natural capital accounting with the ecological footprint concept. *Ecological Economics* 29, 375–390. doi:10.1016/S0921-8009(98)90063-5
- Ward, Tockner, 2001. Biodiversity: towards a unifying theme for river ecology. *Freshwater Biology* 46, 807–819. doi:10.1046/j.1365-2427.2001.00713.x
- Westphal, M.I., Browne, M., MacKinnon, K., Noble, I., 2008. The link between international trade and

- the global distribution of invasive alien species. *Biological Invasions* 10, 391–398. doi:10.1007/s10530-007-9138-5
- White, E.M., Wilson, J.C., Clarke, A.R., 2006. Biotic indirect effects: a neglected concept in invasion biology. *Diversity & Distributions* 12, 443–455. doi:10.1111/j.1366-9516.2006.00265.x
- Wiens, J.J., 2004. Speciation and ecology revisited: phylogenetic niche conservatism and the origin of species. *Evolution* 58, 193. doi:10.1554/03-447
- Wilcove, D.S., 1985. Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology* 66, 1211–1214. doi:10.2307/1939174
- Wilson, E.O., University, H., Sciences, C.L., Studies, D.E.L., Institution, N.A.S.S., 1988. *Biodiversity*. National Academies Press.
- World Commission on Dams, 2000. *Dams and Development-a new framework for decision-making*. The Report of the World Commission on Dams, Dams and development: a new framework for decision. Earthscan.
- Zuffi, M.A.L., Rovina, L., 2006. Habitat characteristics of nesting areas and of predated nests in a Mediterranean population of the European pond turtle, *Emys orbicularis galloitalica*. *Acta Herpetologica* 1, 37–51. doi:10.13128/Acta_Herpetol-1250

RESUMS EN CATALÀ

RESUMS EN CATALÀ

Capítol 1: Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in Northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species

Anàlisi temporal de la distribució de Mauremys leprosa (Testudines, Geoemydidae) al nord-est de la Península Ibèrica: un increment inusual en la distribució d'una espècie nativa

La major part de les espècies de tortugues aquàtiques continentals europees presenten tendències poblacionals negatives degut a múltiples factors. Actualment, la distribució europea de la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) es limita a la península Ibèrica i a una part molt reduïda del sud de França, al Rosselló. *M. leprosa* es considera una espècie comú a Espanya i Portugal, si bé s'ha observat una reducció en la seva distribució i densitat poblacional a la major part de la Península excepte en el nord-est, a Catalunya.

El principal objectiu d'aquest estudi és evaluar la tendència de *M. leprosa* a la zona de Catalunya a partir de l'aplicació de la modelització de nínxol ecològic (MNE). Els resultats obtinguts indiquen un augment de la distribució de l'espècie des de les zones costaneres cap al interior al llarg del temps. Així, s'ha registrat un augment progressiu en els valors altimètrics entre els tres períodes temporals analitzats. D'altra banda, *M. leprosa* sembla ser cada cop més comú i amb poblacions menys aïllades geogràficament. Els models de nínxol realitzats indiquen una preferència per les zones humides i masses d'aigua en general, zones artificialitzades com àrees periurbanes, zones urbanitzades o alterades i zones agrícoles amb altituds de fins a 900 metres sobre el nivell del mar i orientacions de solana. Respecte a les variables bioclimàtiques, la tortuga de rierol es mostra com una espècie termòfila i que, a diferència de les altres espècies de tortugues aquàtiques continentals europees mostra certa tolerància a les alteracions del seu hàbitat.

Capítol 2: Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el Delta del Llobregat (NE Ibérico)

Primeres dades sobre la biologia de Trachemys scripta elegans en sintopia amb Mauremys leprosa al Delta del Llobregat (NE de la Península Ibèrica)

Cada vegada és més habitual la presència de la tortuga de tempes roges (*Trachemys scripta elegans*) en els diferents ambients aquàtics de la península Ibèrica. En el cas del Delta del Llobregat, aquesta presència data dels anys 80 i, ja a mitjans dels 90 se'n constatà la seva reproducció en condicions naturals i de llibertat.

En el període 2004 i 2005 s'ha realitzat un estudi amb la finalitat d'evaluar l'estat de les poblacions de tortugues aquàtiques continentals del Delta del Llobregat i la possible interacció entre espècies. Durant aquest, s'han generat 864 registres de tortugues aquàtiques continentals, 531 corresponents a la tortuga de rierol (*M. leprosa*), 329 a la tortuga de tempes roges (*T. s. elegans*) i 2 a *T. s. scripta*.

Els principals resultats ens indiquen que existeixen diferències en la detecció de *M. leprosa*, mostrant-se una espècie més críptica, infravalorada mitjançant la detecció visual però dominant en les captures. *T. s. elegans* mostra un patró completament invers.

A nivell d'estructuració poblacional, *M. leprosa* presenta una estructuració clara i una sex ratio molt favorable als mascles. La tortuga de tempes roges, en canvi, presenta una piràmide poblacional poc estructurada i una sex ratio favorable a les femelles. Pel que fa a la reproducció, *M. leprosa* inicia el període de postes a finals de maig mentre que *T. s. elegans* l'inicia un mes abans. Ambdues espècies el finalitzen a mitjans del mes de juliol. La proporció de femelles fèrtils detectades, és més elevada en l'espècie exòtica la qual pot realitzar fins a tres postes a l'any.

S'han detectat diferències en la distribució espacial de les dues espècies a microescala. Aquestes diferències podrien indicar una possible segregació espacial que coincideix amb el grau d'alteració de l'hàbitat, localitzant-se *M. leprosa* en les zones més desfavorables (major eutrofització i salinitat). Els resultats obtinguts ens indiquen que la tortuga de tempes roges presenta una elevada capacitat invasora.

Capítol 3: Niche overlap of native and invasive species: the case of freshwater turtles in the Llobregat Delta (NE Iberian Peninsula)

Solapament de nínxol d'espècies natives i invasores: el cas de les tortugues aquàtiques continentals al Delta del Llobregat (NE de la Península Ibèrica)

La degradació global de les zones humides està augmentant el risc d'invasió d'espècies exòtiques. El solapament de nínxol entre les espècies natives i les exòtiques invasores pot ser un factor clau que determini l'èxit d'una invasió. La majoria dels estudis de nínxol ecològic en tortugues aquàtiques continentals s'han centrat en la segregació a nivell de microhàbitat i en les estratègies tròfiques, ometent altres dimensions del nínxol i escales més grans.

En aquest treball s'analitza el paper del solapament de nínxol en determinar la coexistència de la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) i la tortuga de tempes roges (*Trachemys scripta elegans*) en uns aiguamolls costaners mediterranis. *M. leprosa* és una espècie autòctona actualment amenaçada i *T. s. elegans* és una espècie exòtica invasora àmpliament distribuïda a nivell mundial. Amb la finalitat d'analitzar el solapament de nínxol entre ambdues espècies s'han aplicat mètodes estadístics poc utilitzats en aquest grup de vertebrats fins al moment però amb un elevat potencial resolutiu en aquest àmbit d'estudi. Amb l'anàlisi de la partició de la variança, s'han analitzat un seguit de variables físico-químiques dels diferents ambients aquàtics així com variables d'estructura del paisatge per tal de determinar quina part de la variança explica cada tipologia de variables. També s'ha analitzat la influència de les variables ambientals (físico-químiques) en la co-ocurrència de les dues espècies a partir dels models de variables latents (*latent variable models* LVM), que tenen en compte la correlació entre espècies atribuïble a les interaccions interespecífiques o a variables no contemplades en l'anàlisi.

Els resultats ens mostren que les espècies presenten un solapament de nínxol baix (21.2%), amb clares diferències en la seva resposta a les variables ambientals i a les de paisatge. Així, *T. s. elegans* presenta una distribució explicada per variables de paisatge (52% del total de la variança) mentre que en el cas de *M. leprosa*, un elevat percentatge de la variació en la seva distribució (86%) no s'explica per cap de les variables analitzades. *T. s. elegans* prefereix paisatges uniformes a l'escala dels moviments diaris, mentre que a escales majors s'associa a elevades diversitats d'hàbitats estructurats en taques petites i relativament uniformes. La tortuga de rierol, a escales mitjanes s'associa a taques de paisatge amb elevats valors de perímetre o ecotò. A escales majors, es veuria afavorida per una marcada heterogeneïtat en la grandària de les taques de hàbitats. Després d'aplicar els LVM, s'han obtingut correlacions negatives (degut a la divergència en les preferències ambientals de les espècies) per a la concentració de Fòsfor

reactiu soluble, per a l'amoni, la clorofil·la a i els sòlids en suspensió. Així, encara que les dues espècies presenten una àmplia tolerància a la eutrofització i a la salinitat, ambdues presenten preferències ambientals diferents. *T. s. elegans* s'associa a ambients amb baixos valors de salinitat i elevada eutrofització mentre que *M. leprosa* es localitza en aigües més salines i menys eutròfiques. Aquests resultats suggereixen que *M. leprosa* modificaria l'ús de l'espai per tal d'evitar la interacció amb *T. s. elegans*.

Capítol 4: Demographic structure and genetic diversity of *Mauremys leprosa* in its northern range reveal new populations and a mixed origin

L'estructura demogràfica i diversitat genètica de Mauremys leprosa en el límit nord de la seva distribució desvetllen noves poblacions i un origen mixt

Les tortugues aquàtiques continentals continuen a hores d'ara essent unes grans desconegudes i moltes espècies es troben en declivi degut a un comerç insostenible així com per la degradació i l'alteració dels ecosistemes d'aigua dolça. *Mauremys leprosa* és una tortuga aquàtica endèmica de la Conca Mediterrània. Encara que el registre fòssil ha demostrat que l'espècie es distribuïa molt més enllà de la frontera franco-espanyola, actualment està restringida a aquesta regió fronterera amb Espanya, a la riera de Baillaury a les Alberes (Pirineus), amb algunes observacions puntuals endinsant-se cap a França. Per aquesta raó, la Llista Vermella de la UICN-França cataloga l'espècie amb un estatus de "En perill". Aquest treball reporta per primera vegada la presència i l'estructura demogràfica al límit septentrional de la distribució de *M. leprosa* i es demostra que aquesta espècie s'expandeix més enllà dels Pirineus, al llarg de la Plana del Rosselló. L'anàlisi de les seqüències del citocrom b (ADN mitocondrial - mtDNA) de 216 individus procedents majoritàriament de França i Catalunya han mostrat un patró en mosaic d'haplotips que revelaria un origen divers de l'espècie a França. S'han detectat dos haplotips extrems, amb individus amb l'haplotip A18, endèmic de Catalunya i corresponents a la subespècie *M. leprosa leprosa* i altres clarament corresponents a *M. leprosa saharica* (haplotips del cyt b del clade B), subespècie que es distribueix al sud de les Muntanyes de l'Atlas al Marroc. Degut al desconeixement de l'espècie es suggereix el desenvolupament de nous estudis a curt i llarg termini així com prendre mesures per a la seva conservació.

CAPÍTOLS I PUBLICACIONS

CAPÍTOL 1

Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in Northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species

Anàlisi temporal de la distribució de *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) al nord-est de la Península Ibèrica: un increment inusual en la distribució d'una espècie nativa

Referència de l'article:

Franch, M., Montori, A., Sillero, N., Llorente, G.A., 2015. Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species. **Hydrobiologia** 757, 129-142. doi:10.1007/s10750-015-2247-8

Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species

M. Franch · A. Montori · N. Sillero ·
G. A. Llorente

Received: 24 September 2014 / Revised: 2 March 2015 / Accepted: 3 March 2015
© Springer International Publishing Switzerland 2015

Abstract Populations of most species of freshwater turtles in Europe show negative trends due to a number of factors. The European distribution of the Mediterranean stripe-necked terrapin (*Mauremys leprosa*) is restricted to the Iberian Peninsula and a small area in southern France. The species is considered common in Spain and Portugal but has shown a decrease in its distribution and population density though most of the Iberian Peninsula, other than the Catalonia region in the northeast. The main objective of this work was to use ecological niche modelling to evaluate trends in the status of *M. leprosa* in the Catalonia region. Species distribution has increased over time from coastal to inland areas. The maximum altitude of the species in the study area increased throughout the

three time periods studied. *M. leprosa* is becoming more common with less isolated populations. Realised niche models indicated that *M. leprosa* preferred wetlands and water bodies, artificial surfaces and agricultural areas up to 900 m with sunny orientations. In regards to climatic preferences, *M. leprosa* is a thermophilous species that, unlike other native freshwater European turtles, shows some tolerance for habitat disturbance.

Keywords *Mauremys leprosa* · Spatial distribution · MaxEnt · Temporal trends

Handling editor: Stuart Anthony Halse

Electronic supplementary material The online version of this article (doi:10.1007/s10750-015-2247-8) contains supplementary material, which is available to authorized users.

M. Franch (✉) · A. Montori · G. A. Llorente
Departament de Biologia Animal (Vertebrats), Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Av. Diagonal 643,
08028 Barcelona, Spain
e-mail: apoarmatu@gmail.com

M. Franch · N. Sillero
CICGE – Centro de Investigação em Ciências
Geo-Espaciais Observatório Astronómico Prof. Manuel de Barros Alameda do Monte da Virgem,
4430-146 Vila Nova de Gaia, Portugal

Introduction

Most studies of native freshwater turtles in Europe show negative population trends. The decline of *Emys orbicularis* is well documented (Fritz et al., 1998; Buskirk et al., 2000; Fritz & Havaš, 2004; Font & Lluch, 2008; Nagy & Chiari, 2013), as is the decline of *Mauremys rivulata* (Chelazzi et al., 2007; Broggi, 2012) and *Mauremys leprosa* (Araújo et al., 1997; Pleguezuelos et al., 2002; Alarcos et al., 2013). The only reported cases with population increases are those associated with recovery programmes for specific populations (Bertolero & Oro, 2009). In a wider context, only the populations of the invasive red-eared slider (*Trachemys scripta* subsp. *elegans*) have shown a progressive increase over time throughout southern

Europe (Pleguezuelos et al., 2002; Cadi & Joly, 2003; Sindaco et al., 2006; Ficetola et al., 2009, 2012; Leung et al., 2012).

The Mediterranean stripe-necked terrapin, *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812), is restricted to the western circum-Mediterranean area (Keller & Busack, 2001). In Europe, its distribution is limited almost exclusively to the Iberian Peninsula and includes a small area in France in the Eastern Pyrenees. In the northern limit (Fig. 1), *M. leprosa* apparently presents a wide distribution although it appears in small and fragmented populations (Llorente et al., 1995; Da Silva & Blasco, 1997; Rivera et al., 2011). The well-preserved populations are located near the French corner (Eastern Pyrenees), and it is more frequent in lowland areas and near the coast. These areas have the highest concentration of urban zones and infrastructure and are the most densely populated having undergone drastic habitat transformation in recent decades (Lloret et al., 2002).

In contrast to these general trends in European freshwater turtles, the occurrence area of the Mediterranean stripe-necked terrapin (*M. leprosa*) in the Iberian Peninsula has expanded in recent years (Barbadillo, 1987; Llorente et al., 1995; Da Silva & Blasco, 1997; Pleguezuelos et al., 2002). Despite this expansion of range, authors consider that the species' status has in fact worsened in most of the Iberian Peninsula over the last few decades. *M. leprosa* populations are thought to have declined by 30% in the territory of Spain (Barbadillo, 1987; Da Silva, 2002; Pleguezuelos et al., 2002). Although the distribution

and population size of the species may have increased in Catalonia in the northeastern Iberia Peninsula, recent data showing this have not been available.

Across most of its range, *M. leprosa* is considered to be currently threatened by habitat fragmentation and/or destruction, alien species, pollution, marsh drainage, aquifer water extraction and fisheries by-catch, with less significant threats from harvesting for the pet trade (Pleguezuelos & Feriche, 2003; Polocavia et al., 2011) and pathogens (Hidalgo-Vila et al., 2008; Verneau et al., 2011). For these reasons, *M. leprosa* is listed as vulnerable on the IUCN Red List (version 13.2) (van Dijk et al., 2004) and is listed in Appendix II of the Berne Convention and in Appendix II and IV of the Habitat Directive (92/43/CEE) (Cox & Temple, 2009). It is also considered vulnerable according to Catalan law (DOGC 5113—17/04/2008) (Montori et al., 2010).

Northeastern Iberia can be considered as exhaustively sampled for the herpetofauna, with distribution databases of high quality. The history of herpetology in Catalonia dates back about 150 years (Llorente et al., 1995). The first atlas is 32-year-old (Vives-Balmaña, 1982), and field sampling for the 1995 Catalonia atlas (Llorente et al., 1995) was targeted the existing gaps, resulting in an even coverage for the whole territory. The last Spanish Herpetological Atlas and Redbook (Pleguezuelos et al., 2002) provided further updates on species distributions. Thus, Catalan herpetological databases offer an outstanding opportunity to analyse the temporal trends of species distribution.

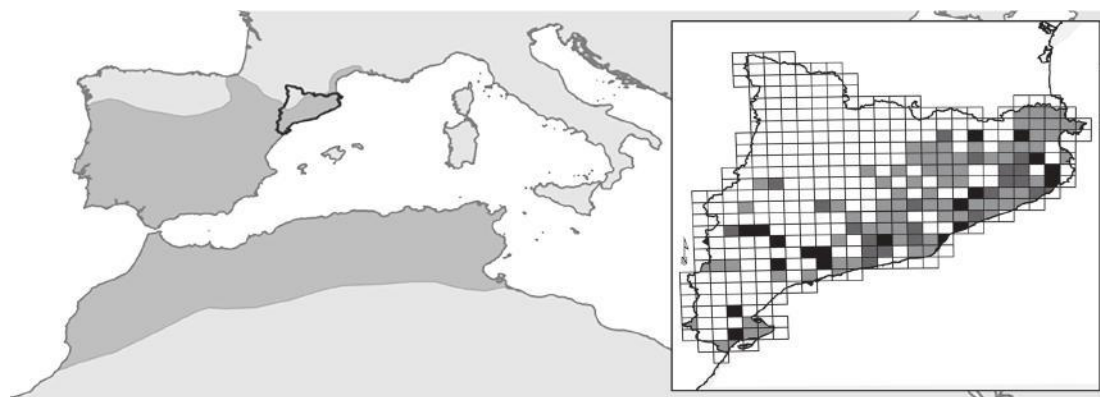


Fig. 1 Current distribution of *M. leprosa*. Study area limits indicated by black line. 10 × 10 km² distribution in Catalonia for three time periods: light grey grids 1908–1995, dark grey grids 1908–2004 and black grids 1908–2013

Using *M. leprosa* as a case study, our main objective was to implement ecological niche modelling to describe trends in geographic distributions of a species. Specifically, we aimed to (1) model the species distribution at different time periods to determine the general bioclimatic requirements of the species and possible changes over time; (2) describe geographical and temporal trends and identify possible causes of these trends and (3) review the chorological information and update the conservation status of *M. leprosa* in Catalonia.

Methods

Study area

The study area was located in Catalonia. This is a region of around 32,000 km² located in the northeastern Iberian Peninsula (Fig. 1). It ranges in elevation from sea level at the Mediterranean coast to over 3000 m asl in the Pyrenees. Catalonia has a Mediterranean climate with continental and Atlantic influences. Mediterranean and Eurosiberian biogeographic regions dominate, while subalpine and alpine types appear in the upper zones of the Pyrenees (Sacacas, 2007). Environmental conditions are highly variable because of its location and complex topography. There is a trend of decreasing precipitation and increasing temperature towards the south and west (Ninyerola et al., 2000). Catalonia has a dense human population (about 7.5 million), mainly concentrated in the metropolitan area of Barcelona (Lloret et al., 2002). The main landscapes are dominated by forests and agroforestry mosaics with urban and industrial clusters in the lowlands (Sacacas, 2007).

Datasets

For the present work, we obtained locality records of *M. leprosa* with different spatial resolutions (10, 1 km, and 1 m) from the Spanish Herpetological Association database for the Catalonia region—including the Reptile and Amphibian Catalan Atlas (Llorente et al., 1995), the Spanish Herpetological Atlas (Pleguezuelos et al., 2002) and further updates from available literature, unpublished data from technical reports, private datasets and systematic web searches

(supplementary file). All records were reviewed by experts and integrated into a geographic information system (ArcGIS 10 and QGIS). The complete dataset was used for the chorological analysis of the species distribution, and locations with metric and 1 km resolution were used for ecological modelling purposes.

Analysis of temporal distribution trends

Two datasets were used to establish two time reference points of *M. leprosa* distribution in Catalonia: the Reptile and Amphibian Catalan Atlas (Llorente et al., 1995) and the Spanish Atlas and Red book of Amphibians and Reptiles (Pleguezuelos et al., 2002) with further updates (until 2004). Therefore, the dataset was divided into three time subsets: (1) records collected between 1908 and 1995 (455 locations); (2) records between 1908 and 2004 (2051 locations) and (3) records between 1908 and 2013 (5087 locations). Each subset included data from the previous subset. We analysed temporal trends of *M. leprosa* distribution in Catalonia by calculating the rarity index for each temporal period. Rarity indexes are frequently based on network grids of 10 km to determine a species' degree of threat (Harding, 1991; Spellerberg, 1992). We used two indices to quantify rarity: global rarity index (G_{RI}) and local average rarity index (LA_{RI}) (Segurado, 2007).

Global rarity index (G_{RI}) measures the rarity of a taxon in a specific geographical area, such as a country or biogeographic domain (Spellerberg, 1992). The value of G_{RI} varies from 0 (the species occurs in all grid cells: very common) to 1 (the species is absent from all grid cells: very rare) (Segurado, 2007). Local average rarity index (LA_{RI}) measures the average of the isolation degree of each grid cell presence. This index varies from -1 (all neighbouring grid cells are presences) to 1 (all neighbouring grid cells are absences). LA_{RI} is zero when the number of neighbouring grid cells in each class is equal (Segurado, 2007). For example, let us consider two species with a similar number of 10 km squares in the same area (e.g. a country): one occurs only in a corner of the area and the other species has a fragmented but widespread distribution. Therefore, the former species could be considered nationally rare because of its limited distribution in one part of the country, and the latter could be considered locally rare but common on a countrywide basis (Spellerberg, 1992).

Modelling procedure

We modelled the realised niche (*sensu* Sillero, 2011) of *M. leprosa* in each time period in Catalonia with Maximum Entropy [MaxEnt 3.3.2 software; <http://www.cs.princeton.edu/~schapire/maxent/> (accessed 20 December 2013)], a general-purpose machine learning method that uses presence-only occurrence data and is able to work with continuous and categorical variables (Phillips et al., 2006; Phillips & Dudik, 2008). MaxEnt looks for the statistical model with the most uniform distribution but still infers as accurately as possible the observed data, selecting at random uniformly distributed data from the background pixels. Here, the background sample does not mean species absence at the selected sites but rather provides a spectrum of the available conditions (Phillips et al., 2009). As MaxEnt results depend on random background selection, the final model of each species was the average of 10 slightly different models (for reviews of consensus models see Marmion et al., 2009). We chose 10 models as a compromise among statistical analysis power, computation time and physical storage. We ran MaxEnt with autoselection, at random 70% of the presence records as training data and 30% as test data. We tested model results with the area under the curve (AUC) of the receiver-operated characteristic (ROC) plots (Liu et al., 2005), as AUC is independent of prevalence (the proportion of presence in relation to the total dataset size) as assessed by its mathematical definition (Bradley, 1997). However, AUC values are sensitive to the proportion between the size of the species distribution and the size of the study area: the larger this proportion, the larger the value of AUC (Lobo et al., 2008). For this reason, comparing ROC results among species of different study areas is not appropriate (VanDerWal et al., 2009). MaxEnt determined the importance of each environmental variable in models by jackknife re-sampling of the training and test gain and of AUC values. For this purpose, MaxEnt excluded each variable in turn and created a model with the remaining variables. MaxEnt then created another model using each individual variable. Finally, MaxEnt obtained an average percentage contribution to the models of each environmental factor. We calculated a model for each time subset merging localities with 1 km and metric accuracies: 217 records for 1908–1995, 1723 for 1908–2004 and 4739 for

1908–2013. We used a set of six environmental factors and land cover types with a correlation of $r < 0.75$, selected to describe habitat variability (Table 1). Three categories of variables were considered (Table 1): (1) topographical (altitude, aspect and slope) (USGS); (2) ecological (Corine Land Cover rasters at 100 × 100 m precision from European Environment Agency (EEA): CLC1990 Version 13 (02/2010), CLC2000 Version 13 (05/2010) and CLC2006 Version 13 (02/2010) and (3) climatic (three climate grids at 30 arc-seconds precision describing precipitation and temperature means, extremes and variability) (Worldclim version 1.4; Hijmans et al., 2005). All variables were projected to ETRS1989-LCC geographical datum. Aspect and slope were obtained from a projected digital elevation model of 30 arc-seconds precision (≈ 1 km). Variables were all continuous, except for land cover, which was categorical (Table 1). We used the same set of topographical and climatic variables for each temporal model and the corresponding Corine Land Cover raster data for each period (Table 1): CLC1990 for 1908–1995 model, CLC2000 for 2004 model and CLC2006 for the current (1908–2013) distribution model.

Maps of suitable/unsuitable areas are very useful for any application in conservation (Liu et al., 2005). The selection of an appropriate threshold level is a common concern when converting the continuous model output (from 0 to 1) into suitable and unsuitable areas. There is no objective method for choosing a particular threshold (Pearce & Ferrier, 2000; Liu et al., 2005; Phillips & Dudik, 2008; Baldwin, 2009). As in other studies (e.g. Brito & Crespo, 2002; Kumar & Stohlgren, 2009; Kramer-Schadt et al., 2013), we used the tenth percentile training presence logistic threshold (10P). For maps generation and for statistical comparisons between models, we calculated the median value for each 10 × 10 km UTM grids from three realised niche models obtained.

We also analysed temporal variation for the six variables used in models and for the realised niche models. Normality and homoscedasticity of original and logarithm-transformed data were checked respectively with Kolmogorov–Smirnov's and Levene's tests. The Kruskal–Wallis test was used as a non-parametric alternative to test differences between time periods for continuous variables. Where a significant result warranted further inspection, Kruskal–Wallis multiple-comparisons tests were used to determine in

Table 1 Environmental variables used to model the distribution of *M. leprosa* in Catalonia

Variable (unit)	Ranges and classes	Code
Altitude (m above sea level) ^a	0–2871	ALT
Slope (%) ^a	0–35.23	SLOPE
Aspect (Rad) ^a	0–2 π	ASPECT
Land cover (1990–2000–2006)(legend at label2) ^b	1–4. Artificial surfaces 5–8. Agricultural areas 9–11. Forest and semi-natural areas 12–14. Wetlands 15. Water bodies	COR90/COR00/ COR06
Annual mean temperature ^c	–0.8 to 17.1	BIO01
Mean diurnal range (mean of monthly: max. temp. – min. temp.) ^c	6.6–11.6	BIO02
Mean temperature of Driest quarter ^c	–2.7 to 24.2	BIO09

^a Topographical variables; ^b ecological and ^c climatic variables

which variable means in the time period were significantly different from the others. Similarly, we conducted a Chi square test to determine if the Corine Land Cover categories differed between 1995, 2004 and 2013. All data were entered and analysed using STATISTICA version 10.0 software (STATSOFT Inc.).

Results

We compiled 5087 locality occurrences of *M. leprosa* in Catalonia (Fig. 1), 4366 locations with metric precision, 373 with 1 km and 348 with 10 km. The distribution of *M. leprosa* increased over the three time periods in Catalonia: 89 10 × 10 km squares in 1908–1995 (23.12% of total Catalonia squares), 111 (28.83%) in 1908–2004 and 132 (34.29%) in 1908–2013 (Fig. 1). *M. leprosa* is distributed in altitude from the lowlands (where it was found preferentially: 50.18 ± 77.07 m) to a maximum altitude of 1122.62 m (Fig. 2).

After logarithm variable transformation (Altitude, Aspect, Slope, Bio01, Bio02 and Bio09), we detected no normality (Kolmogorov–Smirnov test) and no homogeneity of variances (Levene's test). Kruskal–Wallis tests revealed significant differences in all variables among the three time periods (Table 2). A Kruskal–Wallis multiple-comparisons test mainly shows differences in comparisons with last time period (Table 2).

Corine landcover type use showed differences among all time periods (1995–2004: $\chi^2 = 15,526.18$ df = 14 $P < 0.01$; 1995–2013: $\chi^2 = 236,467.9$ df = 14 $P < 0.01$ and 2004–2013: $\chi^2 = 17,101.9$ df = 14 $P < 0.01$). We obtained high rarity indexes in all three time periods but decreasing at a global level: G_{RI} 1908–1995: 0.7688; G_{RI} 1908–2004: 0.7117 and G_{RI} 1908–2013: 0.6571 and at a local level: LA_{RI} 1908–1995: 0.7695; LA_{RI} 1908–2004: 0.7096 and LA_{RI} 1908–2013: 0.6531 (Fig. 3).

All three realised niche models resulted in training and test AUC values above 0.9 (Table 3), indicating a high predictive power of the models. Altitude (ALT) was the variable with a higher percentage of contribution to the 1908–1995 and 1908–2013 models, while BIO09 was more important in 1908–2004. BIO02 was always the second most important variable in all models. Slope and Aspect presented the lowest percentage contribution for all models except in 1908–1995, where the lowest is BIO01. Land cover types gradually lost importance over time: from 14% in 1908–1995 to a 2% contribution in 1908–2013, unlike the BIO01, which increased over its contribution along time, from 1 to 22% (Table 3).

The three realised niche models showed the species' main preferences to be for lowlands up to 800–900 m (Fig. 4.1). As time progressed, the altitude tolerance increased, indicating a gradual occupation of zones of greater altitude. There was a trend to select from NE to NW orientations (345°–5°), with an expansion of the aspect range extension in successive models (Fig. 4.2).

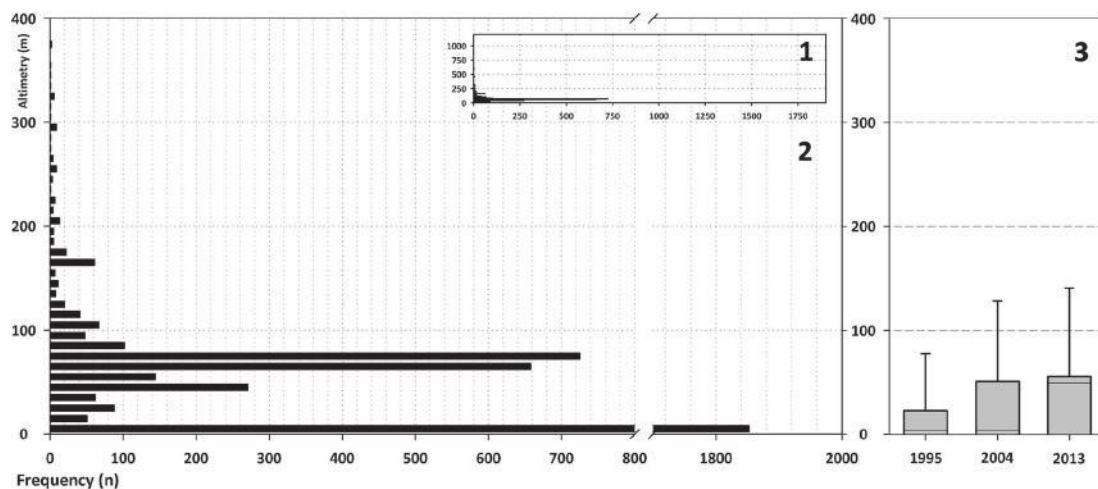


Fig. 2 Altitude range of *M. leprosa* in the study area (1) and detailed view of the range with higher frequency of species data (2). In three study periods (3), we can observe an increase in

median altitude in time (*central line* median; *box* median \pm SD and *whisker* median $\pm 1.96 \times$ SD)

Table 2 Summary of Kruskal–Wallis tests and Kruskal–Wallis multiple-comparisons tests for ^atopographical variables and ^bclimatic variables in all time periods

Variable (unit)	Kruskal–Wallis test $H_{(2, 6678)}$	Between time periods			
		P	1995–2004	1995–2013	2004–2013
Altitude (m above sea level) ^a	119.07	<0.01*	<0.01*	<0.01*	<0.01*
Slope (%) ^a	333.40	<0.01*	1.00	<0.01*	<0.01*
Aspect (Rad) ^a	55.19	<0.01*	0.25	0.68	<0.01*
BIO01 (°C) ^b	365.90	<0.01*	0.11	<0.01*	<0.01*
BIO02 (°C) ^b	107.79	<0.01*	0.56	<0.01*	<0.01*
BIO09 (°C) ^b	183.59	<0.01*	0.87	<0.01*	<0.01*

^a Topographical variables; ^b ecological variables

* Significant

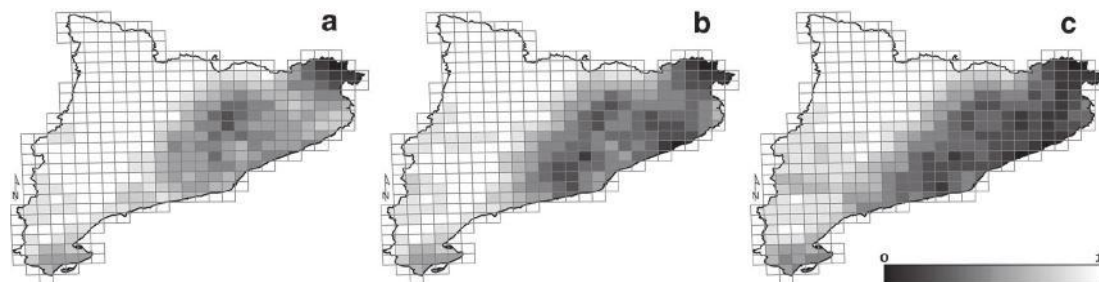


Fig. 3 LA_{RI} (local average rarity index) for three time periods: **a** 1908–1995, **b** 1908–2004 and **c** current (1908–2013). Values between 0 very common and 1 very rare

Table 3 MaxEnt model outputs: average (\pm SD) percentage contribution of each variable and average (\pm SD) training and test area under the curve (AUC) for the 10 mean maximum entropy models for *Mauremys leprosa* in Catalonia per temporal period

Maxent outputs	1908–1995	1908–2004	1908–2013
ALT	54.33 \pm 3.62	23.47 \pm 3.31	33.17 \pm 2.33
SLOPE	4.37 \pm 1.75	0.36 \pm 0.31	1.47 \pm 0.49
ASPECT	1.48 \pm 0.69	1.89 \pm 0.31	1.34 \pm 0.40
BIO01	1.41 \pm 0.99	4.65 \pm 2.23	21.25 \pm 2.51
BIO02	13.73 \pm 2.87	31.23 \pm 0.91	30.95 \pm 1.62
BIO09	10.84 \pm 3.56	34.73 \pm 2.73	10.04 \pm 2.43
COR90	13.83 \pm 3.13	–	–
COR00	–	3.66 \pm 0.48	–
COR06	–	–	1.82 \pm 0.45
Training samples	18.80	124.20	325.80
Test samples	2.20	13.80	36.20
Iterations	500.00	500.00	500.00
Training AUC	0.9829 \pm 0.0307	0.9567 \pm 0.023	0.9043 \pm 0.0226
Test AUC	0.9475 \pm 0.0570	0.9391 \pm 0.0290	0.8866 \pm 0.0140

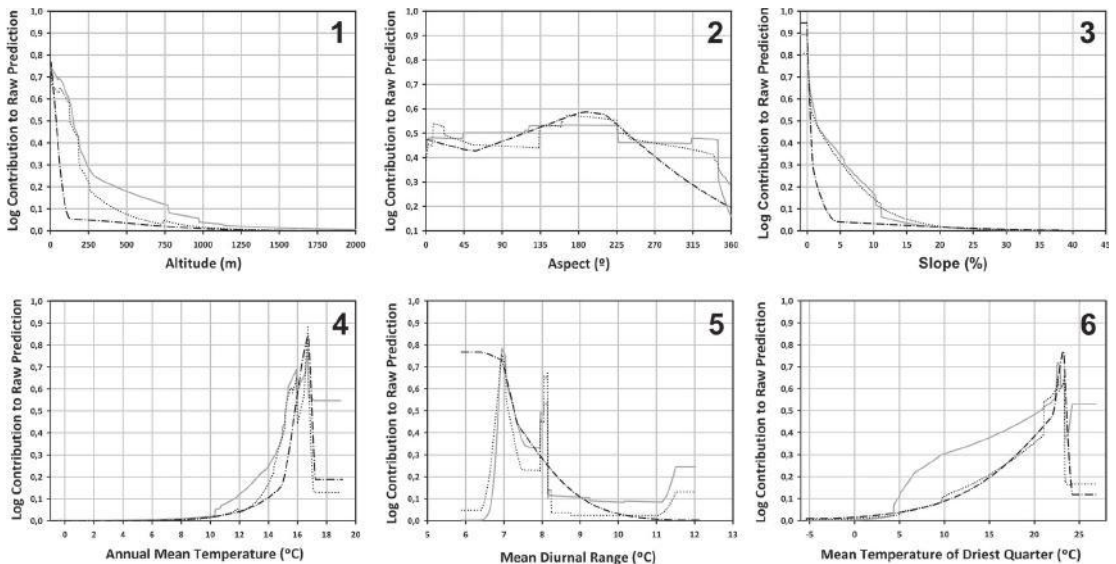


Fig. 4 Response curves produced by univariate models of each data set on the six topographical and climatic predictor variables. Dotted black line 1908–1995 model; dash dotted black line 1908–2004 model and solid grey line current (1908–2013) model. The y-axis (logarithmic contribution to

raw prediction) represents the contribution of the examined variable to the exponent that is applied to calculate the maximum entropy probability of each pixel in the study area. The aspect variable has been converted to degrees to graphically represent $1^\circ = (2\pi)/360$ rad

A negative relationship was observed in slope, with a high predilection for areas with low slope (0–10%) for current and 1908–2004 models and even lower in the 1908–1995 model (0–5%) (Fig. 4.3). Regarding climatic variables, the species showed preferences in all models for areas with mild annual temperatures with a

range that widened over time: from 15° to 17° in the 1908–1995 model to 12°–17° for the current model (Fig. 4.4), relatively short variations in daily temperature (Fig. 4.5) and mean temperatures of the driest quarter between 21 and 24°C (Fig. 4.6). Considering land cover, categories with high contributions were

wetlands, artificial surfaces and water bodies for the three realised niche models (Fig. 5). Agricultural areas had a smaller contribution. Categories included in forest and semi-natural areas did not contribute to the model. Finally, suitable habitat increased over time in area, from 10.13% in 1908–1995 to 36.88% in 1908–2013 (Fig. 6; Table 4). The Kruskal–Wallis comparison test indicated a significant difference between the three models ($H_{(2, 1152)} = 239.47$; $P < 0.0001$) as well as also for pairwise comparisons.

Discussion

Alarcos et al. (2013) determined that the increase in squares in which *M. leprosa* is present does not reflect the decline in population of the species detected by many authors in the Iberian Peninsula. Currently, there is a general tendency to increase detectability and citations of many organisms. There are many factors that may explain this. The evolution of society towards a more intensive use of the environment with greater

environmental sensitivity has led to greater knowledge of the environment and species. In our particular case, we consider our study area in Catalonia to be small enough that it is well prospected with consistent and contrasting data from different Atlases (Llorente et al., 1995; Pleguezuelos et al., 2002) as well as other studies and citations (see supplementary file). There are several cases of new populations in our study area, which have contributed to increases in the species distribution: well-structured populations were found without prior evidence of species presence despite surveys being undertaken (Vallès et al., 2013; Franch, unpublished data) or nearby wetland area where *M. leprosa* was present (Franch, unpublished data). These examples and the results obtained indicate that in the northeast (Catalonia) the increase of the *M. leprosa* distribution range is not an artefact due to an improvement in data surveys or knowledge about the species.

Our results showed an increase in *M. leprosa*'s distribution in Catalonia, with an initial expansion in coastal areas and penetrating progressively towards

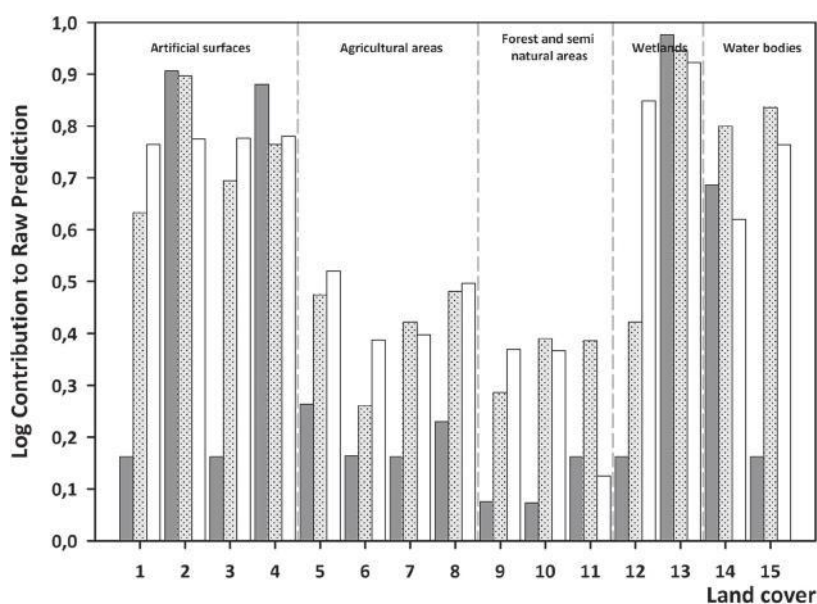


Fig. 5 Response histogram produced by univariate models of Corine Land Cover. Grey bars 1908–1995 model, dotted bars 1908–2004 model and white bars current (1908–2013) model. Artificial surfaces: (1–4): urban fabric; industrial, commercial and transport units; mine, dump and construction sites and artificial, non-agricultural vegetated areas. Agricultural areas:

(5–8): arable land; permanent crops; pastures and heterogeneous agricultural areas. Forest and semi-natural areas: (9–11): forests; scrub and/or herbaceous vegetation associations and open spaces with little or no vegetation. Wetlands: (12; 13): inland wetlands and maritime wetlands. Water bodies: (14; 15): inland waters and marine waters

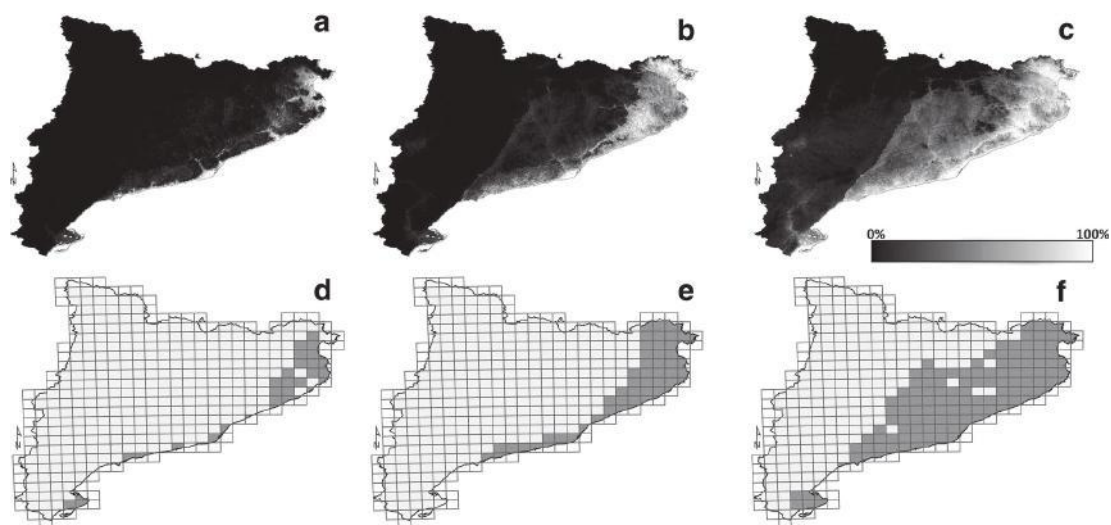


Fig. 6 Realised niche model generated by MaxEnt and the equivalent binary model. **a–d** 1908–1995 model; **b–e** 1908–2004 model and **c–f** current (1908–2013) model. In **d**, **e** and **f** images, suitable grids in grey

Table 4 Observed distribution and suitable surface UTM 10 × 10 km grid squares, percent and surface for three models performed

UTM 10 × 10 km ² grid	Observed distribution			Suitable area		
	<i>N</i>	%	Surface (km ²)	<i>n</i>	%	Surface (km ²)
1995	89	23.12	8900.00	39	10.13	3900.00
2004	111	28.83	11,100.00	65	16.88	6500.00
2013	132	34.29	13,200.00	142	36.88	14,200.00
Total catalonia	385	100.00	38,500.00	385	100.00	38,500.00

inland regions. Over the three time periods, the distribution increases linearly in nearly 35% of the study area grid. The species tends to occupy the nearest areas without presence by continuous spread as shown by the results obtained by the rarity index. This index indicated that the species is increasingly less rare and local, with less fragmentation between occupied grids. This trend is opposite to that described for the species in other parts of the Iberian Peninsula (Barbadillo, 1987; Araújo et al., 1997; Da Silva, 2002). There are no similar expansion cases reported for native freshwater turtles except for poorly known areas, as in the case of *Emys orbicularis* in Crimea (Kotenko, 2004). In a few other cases, there is only suggest possible expansion of native herpetofauna species, such as in *Hyla meridionalis* in the central Iberian Peninsula (Sillero, 2009). However, several

examples in large mammals have recently been shown, such as for golden jackals (*Canis aureus*) in the Balkans and central Europe (Arnold et al., 2012), grey wolves (*Canis lupus*) in Iberian Peninsula (Echegaray & Vilà, 2010), wild boar (*Sus scrofa*) (Nores et al., 1995; Acevedo et al., 2011) and Iberian ibex (*Capra pyrenaica*) (Acevedo et al., 2007).

This expansion pattern is widely reported for invasive species like Argentine ants (*Linepithema humile*) (Roura-Pascual et al., 2004), *Trachemys scripta elegans* (Ficetola et al., 2009), amphibians such as the painted frog (*Discoglossus pictus*) in northeastern Iberian Peninsula (Montori et al., 2007) or the cane toad (*Chorus marinus*) in Australia (Phillips & Shine, 2004) and small-medium mammals in Europe like the coypu (*Myocastor coypus*) (Panzacchi et al., 2007), American mink (*Neovison vison*)

(Rodrigues et al., 2014), raccoon dog (*Nyctereutes procyonoides*) (Kauhala & Kowalczyk, 2011) and raccoon (*Procyon lotor*) (García et al., 2012).

Species range also shows a clear progression to higher altitudes, in a similar way to the general Iberian pattern in different time periods, where altitude range has increased from 1040 m (Da Silva & Blasco, 1997) to 1250 m (Salvador & Pleguezuelos, 2013). The gradual increase in altitude of *M. leprosa* may be logically explained if we consider the observed distribution over these 20 years and the relief of Catalonia. This region ranges in elevation from 0 to over 3000 from the Mediterranean coast to the Pyrenees and may reach 2500 m at 70 or 100 km from the coast. Altitudes over 1000 m are found 15 and 30 km from the coastline. This fact and the mountain system's east–west alignment in Catalonia also promote an increase in slope and aspect more centred to the south. As *M. leprosa* records progress inland over the three time periods, the climate loses its marine influence and assumes continental characteristics such as reduced rainfall or extreme temperatures. This is reflected in the bioclimatic variables used. The mean annual temperature (bio1) expands its lower, daytime average temperatures (bio2) extend its upper range and average temperatures of the driest quarter (bio9) also increase. In general, the habitats are linked to climate, but in Mediterranean Basin, they are being profoundly transformed by human activity (Geri et al., 2010). The study area is characterised by highly urbanised coastal areas and densely populated areas located in the northeast (Lloret et al., 2002). Over the three time periods, species tended to decline in areas of artificial surfaces and increased in forests, semi-natural and agricultural areas due to its expansion inland (south, southwest).

We obtained robust ecological niche models for the three temporal periods. Maxent models indicated that the distribution of *M. leprosa* in Catalonia is not linked to Corine land cover categories (ecological factor). This result agrees with other regional studies where the distribution of reptile species is also mainly explained by climatic factors (Guisan & Hofer, 2003; Anadón et al., 2006) in contrast to studies at a local scale where favourability models of the species are associated to climatic, topographical and geographical factors (Romero et al., 2014). The range and importance of the variables in the models denote the Mediterranean characteristics of *M. leprosa*: preference for lowlands,

average annual temperature between 13 and 17°C, short diurnal temperature variation and warm temperatures during the drier period. Preferences for average annual temperatures for all three models are consistent with the description of the species as strictly Mediterranean and thermophilic (Da Silva & Blasco, 1997). In this sense, the species occupies thermo and meso-Mediterranean bioclimatic stages (Da Silva & Blasco, 1997), characterised by average temperatures of 13–19°C, minimum between 1 and 10 and a maximum of 8–18 (Rivas-Martínez, 1983). Consequently, *M. leprosa* seems to select areas with relatively short variations in daily temperature (maximum–minimum), indicating a tendency for thermal stability. On the other hand, *M. leprosa* is a thermophilous species and is found in the study area more frequently in lowland areas and near the coast (Da Silva & Blasco, 1997). In the last 62 years, the temperature increased by more than 1°C in Barcelona with abnormally warm periods (Prohom et al., 2012). This would suggest an increase in favourable conditions for reproductive events in *M. leprosa* as occurred in feral individuals of *T. scripta* (Ficetola et al., 2009).

The three realised models indicated a preference for wetlands and water bodies and also artificial surfaces and agricultural areas over time. *M. leprosa* frequently inhabits a priori suboptimal environments such as eutrophic water systems, with considerable salt concentrations (Da Silva, 1995; Franch et al., 2007; Naimi et al., 2012), and occupies anthropogenic microhabitats and freshwater ecosystems (Da Silva, 2002; Romero et al., 2010, 2011, 2014) like its sister species, *M. rivulata* (Gasith & Sidis, 1984; Bringsoe, 1985).

In general, abundance and distribution of freshwater turtles may be associated with physical and biotic habitat characteristics (Pluto & Bellis, 1986; Buhlmann & Vaughan, 1991; Fuselier & Edds, 1994; Reese & Welsh, 1998; DonnerWright et al., 1999; Bodie et al., 2000; Bodie, 2001). Altering these characteristics makes habitats less optimal for freshwater turtles (Chen & Lue, 2009), differently affecting each species. Half of them are threatened by habitat transformation or degradation (World Commission on Dams, 2000; Böhm et al., 2013). Catalonia is singular in suffering drastic habitat transformations within small spatial scales and time periods (Lloret et al., 2002). One clear example is *E. orbicularis* which requires both good qualities of freshwater habitat for foraging and of terrestrial habitat for

successful nesting (Ficetola et al., 2004). Their status in Catalonia is critical, and their conservation status is listed as endangered (Llorente et al., 1995; Mascort, 1998). However, not all freshwater turtle species respond negatively to habitat transformations: *Trachemys scripta* can persist and even thrive in human-altered habitats (Gibbons, 1970; Moll, 1980). *M. leprosa* is sensitive to disturbance/habitat degradation, but it is less selective in regards to macro- and microhabitats (Segurado & Araujo, 2004; Segurado & Figueredo, 2007) and uses a wider range of trophic resources than *E. orbicularis* (Keller & Busack, 2001). Adult turtles can survive for decades in suboptimal habitats where environmental features are unsuitable for breeding (Gariboldi & Zuffi, 1994; Spinks et al., 2003). These remnant nuclei may be the precursors of the recovery in the locality where the conditions for the species improve.

Mauremys leprosa is considered as vulnerable throughout its distribution range (Da Silva, 2002; van Dijk et al., 2004) and in Catalonia (Montori et al., 2010). Our results indicate the need for a revision of its status. *M. leprosa* meets three conditions for a downward revision of its category in Catalonia (IUCN, 2012): (a) populations within the region may experience a “rescue effect” from populations outside the region (Brown & Kodric-Brown, 1977; Hanski & Gyllenberg, 1993); (b) it is an expanding population, whose global range barely touches the edge of the region and (c) the region is very small and not isolated by barriers from surrounding regions (the Catalanian distribution of the species represents just 2.01% of global species range).

Finally, we highlight the importance of regular updates of databases and species distributions. A regular update of the species distribution data is essential for the implementation of ecological niche modelling over time. We found that this technique allows the identification of possible temporal trends in geographic distributions of species, with direct implications on their conservation status and conservation policy and useful for guiding future conservation strategies.

Acknowledgments We thank all collaborators of the Herpetology group of Universitat de Barcelona for their help in fieldwork and special thanks to all those people, NGO's and institutions that have provided data to make this paper possible (detailed in the supplementary file). We are grateful to authorisations for prospecting and capture of turtles provided by Servei de Protecció i Gestió de la Fauna (Environmental

Department of the Catalan government). M. Franch is financed by a Grant (UMINHO/BI/175/2013) from the Foundation for Science and Technology Portugal (FCT) and co-financed by FEDER through COMPETE –POFC (“Intelligent systems for mapping amphibian mortality on Portuguese roads”, PTDC/BIA-BIC/4296/2012). Data compilation was supported by the Environmental Department of the Catalan government (DMA) and Fundació Bosch i Gimpera (FBG302577) 2004–2007, Obra Social Caja Madrid (2007ma189) and Land Stewardship Program—DMA and Emys Foundation (2009–2011). N. Sillero is supported by an FCT contract IF/01526/2013.

References

- Acevedo, P., J. Cassinello & C. Gortazar, 2007. The Iberian ibex is under an expansion trend but displaced to suboptimal habitats by the presence of extensive goat livestock in central Spain. *Biodiversity and Conservation* 16: 3361–3376.
- Acevedo, P., M. Farfán, A. Márquez, M. Delibes-Mateos, R. Real & J. Vargas, 2011. Past, present and future of wild ungulates in relation to changes in land use. *Landscape Ecology* 26: 19–31.
- Alarcos, G., F. Flechoso, M. Lizana, J. Adrigal & F. Álvarez, 2013. Distribución y estado de conservación de los galápagos autóctonos, *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) y *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812), en Castilla y León. *Munibe* 61: 71–90.
- Anadón, J. D., A. Giménez, M. Martínez, J. Martínez, I. Pérez & M. A. Esteve, 2006. Factors determining the distribution of the spur-thighed tortoise *Testudo graeca* in south-east Spain: a hierarchical approach. *Ecography* 29: 339–346.
- Araújo, P. R., P. Segurado, N. Raimundo (1997) Bases para a conservação das tartarugas de água doce, *Mauremys leprosa* e *Emys orbicularis*. *Estudos de Biologia e Conservação da Natureza*, 24. Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa.
- Arnold, J., A. Humer, M. Heltai, D. Murariu, N. Spassov & K. Hackländer, 2012. Current status and distribution of golden jackals *Canis aureus* in Europe. *Mammal Review* 42: 1–11.
- Baldwin, R. A., 2009. Use of maximum entropy modeling in wildlife research. *Entropy* 11: 854–866.
- Barbadillo, L. J., 1987. La Guía de INCAFO de los Anfíbios y Réptiles de la Península Ibérica, Islas Baleares y Canarias. INCAFO, Madrid.
- Bertolero, A. & D. Oro, 2009. Conservation diagnosis of reintroducing Mediterranean pond turtles: what is wrong? *Animal Conservation* 12: 581–591.
- Bodie, J. R., 2001. Stream and riparian management for freshwater turtles. *Journal of Environmental Management* 62: 443–455.
- Bodie, J. R., R. D. Semlitsch & R. B. Renken, 2000. Diversity and structure of turtle assemblages: associations with wetland characters across a floodplain landscape. *Ecography* 23: 445–456.
- Böhm, M., B. Collen, J. E. M. Baillie, P. Bowles, J. Chanson, N. Cox, et al., 2013. The conservation status of the world's reptiles. *Biological Conservation* 157: 372–385.

- Bradley, A. P., 1997. The use of the area under the ROC curve in the evaluation of machine learning algorithms. *Pattern Recognition* 30: 1145–1159.
- Bringsoe, H., 1985. A checklist of Peloponnesian amphibians and reptiles, including new records from Greece. *Annales Musei Goulandris* 7: 271–318.
- Brito, J. C. & E. G. Crespo, 2002. Distributional analysis of two vipers (*Vipera latastei* and *V. seoanei*) in a potential area of sympatry in the Northwestern Iberian Peninsula. In Schuett, G. W., M. Hoggren, M. E. Douglas & H. W. Greene (eds), *Biology of the Vipers*. Eagle Mountain Publishing, LC, Eagle Mountain, UT: 129–138.
- Broggi, M., 2012. The Balkan Terrapin *Mauremys rivulata* (Valenciennes, 1833), in the Aegean islands. Threats, conservation aspects and the situation on the island of Kea. *Herpetozoa* 24: 149–163.
- Brown, J. H. & A. Kodric-Brown, 1977. Turnover rates in insular biogeography: effect of immigration on extinction. *Ecology* 58: 445–449.
- Buhlmann, K. A. & M. R. Vaughan, 1991. Ecology of the turtle *Pseudemys concinna* in the New River, West Virginia. *Journal of Herpetology* 25: 72–78.
- Buskirk, J., M. Cheylan, R. Duguy, U. Fritz, A. Jablonsky, C. Keller, C. Pieau, R. Podlousky, S. Servan, & E. Taskavak (eds), 2000. Second International Symposium on *Emys orbicularis*: Proceedings of the Second Symposium on *Emys orbicularis*. Brenne, France. Chelonii, 2.
- Cadi, A. & P. Joly, 2003. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology* 81: 1392–1398.
- Chelazzi, G., T. Naziridis, S. Benvenuti, A. Ugolini & A. J. Crivelli, 2007. Use of river-wetland habitats in a declining population of the terrapin (*Mauremys rivulata*) along the Strymon River, Northern Greece. *Journal of Zoology* 271: 154–161.
- Chen, T. H. & K. Y. Lue, 2009. Changes in the population structure and diet of the Chinese stripe-necked turtle (*Mauremys sinensis*) inhabiting a disturbed river in Northern Taiwan. *Zoological Studies* 48: 95–105.
- Cox, N. & H. Temple, 2009. European Red List of Reptiles. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Da Silva, E., 1995. Notes on clutch en egg size of *Mauremys leprosa* from Spain. *Journal of Herpetology* 29: 484–485.
- Da Silva, E. & M. Blasco, 1997. *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812). Galápago Leproso. In Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Distribución y Biogeografía de los anfibios y Réptiles en España y Portugal*, Vol. 3., Monografías de Herpetología Asociación Herpetológica Española y Universidad de Granada, Granada: 172–174.
- Da Silva, E. & M. Blasco, 2002. *Mauremys leprosa*. In Pleguezuelos, J. M. (ed.), *Atlas y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España*, 2nd ed. Dirección General de Conservación de la Naturaleza—Asociación Herpetológica Española, Madrid: 143–146.
- DonnerWright, D. M., M. A. Bozek, J. R. Probst & E. M. Anderson, 1999. Responses of turtle assemblage to environmental gradients in the St. Croix River in Minnesota and Wisconsin, U.S.A. *Canadian Journal of Zoology* 77: 989–1000.
- Echegaray, J. & C. Vilà, 2010. Noninvasive monitoring of wolves at the edge of their distribution and the cost of their conservation. *Animal Conservation* 13: 157–161.
- Ficetola, G. F., E. Padoa-Schioppa, A. Monti, R. Massa, F. De Bernardi & L. Bottoni, 2004. The importance of aquatic and terrestrial habitat for the European pond turtle (*Emys orbicularis*): implications for conservation planning and management. *Canadian Journal of Zoology* 82: 1704–1712.
- Ficetola, G. F., W. Thuiller & E. Padoa-Schioppa, 2009. From introduction to the establishment of alien species: bioclimatic differences between presence and reproduction localities in the slider turtle. *Diversity and Distributions* 15: 108–116.
- Ficetola, G. F., D. Rödder & E. Padoa-Schioppa, 2012. *Trachemys scripta* (Slider terrapin). In Francis, R. (ed.), *Handbook of Global Freshwater Invasive Species*. Earthscan (Taylor & Francis Group), Abingdon: 331–339.
- Font, E. & J. Lluch, 2008. Special issue: proceedings of the IV international symposium on *Emys orbicularis*. *Revista Española de Herpetología* 22.
- Franch, M., G. A. Llorente & A. Montori, 2007. Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el delta del Llobregat (NE Ibérico). In GEIB Grupo Especialista En Invasiones Biológicas (ed.), *Invasiones Biológicas: Un Factor del Cambio Global*. EEII 2006 Actualización de Conocimientos. 2do Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras “EEI 2006”, Vol. 3. GEIB, León: 85–101.
- Fritz, U. & P. Havaš, 2004. Proceedings of the 3rd international symposium on *Emys orbicularis*. *Biologia* 59(Suppl. 14).
- Fritz, U., U. Joger, R. Podlousky & J. Servan (eds), 1998. Proceedings of the EMYS Symposium Dresden 96, Mertensiella, 10.
- Fuselier, L. & D. Edds, 1994. Habitat partitioning among three sympatric species of map turtles, genus *Graptemys*. *Journal of Herpetology* 28: 154–158.
- García, J. T., F. J. García, F. Alda, J. L. González, M. J. Aramburu, Y. Cortés, B. Prieto, B. Pliego, M. Pérez, J. Herrera & L. García-Román, 2012. Recent invasion and status of the raccoon (*Procyon lotor*) in Spain. *Biological Invasions* 14: 1305–1310.
- Gariboldi, A. & M. A. L. Zuffi, 1994. Notes on the population reinforcement project for *Emys orbicularis* (Linnaeus, 1758) in a natural park of northwestern Italy. *Herpetozoa* 7: 83–89.
- Gasith, A. & I. Sidis, 1984. Polluted water bodies, the main habitat of the Caspian terrapin (*Mauremys caspica rivulata*) in Israel. *Copeia* 1: 216–219.
- Geri, F., V. Amici & D. Rocchini, 2010. Human activity impact on the heterogeneity of a Mediterranean landscape. *Applied Geography* 30: 1–10.
- Gibbons, J. W., 1970. Sex ratios in turtles. *Researches on Population Ecology* 12: 252–254.
- Guisan, A. & U. Hofer, 2003. Predicting reptile distributions at the mesoscale: relation to climate and topography. *Journal of Biogeography* 30: 1233–1243.
- Hanski, I. & M. Gyllenberg, 1993. Two general metapopulation models and the core-satellite species hypothesis. *The American Naturalist* 142: 17–41.
- Harding, P. T., 1991. National species distribution surveys. In Goldsmith, F. B. (ed.), *Monitoring for Conservation and Ecology*. Chapman & Hall, London: 133–154.

- Hidalgo-Vila, J., C. Díaz-Paniagua, N. Pérez-Santigosa, C. De Frutos-Escobar & A. Herrero-Herrero, 2008. Salmonella in free-living exotic and native turtles and in pet exotic turtles from SW Spain. *Research in Veterinary Science* 85: 449–452.
- Hijmans, R. J., S. E. Cameron, J. L. Parra, P. G. Jones & A. Jarvis, 2005. Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25: 1965–1978.
- IUCN, 2012. Guidelines for Application of IUCN Red List Criteria at Regional and National Levels: Version 4.0. International Union for Conservation of Nature (IUCN), Gland, Switzerland.
- Kauhala, K. & R. Kowalczyk, 2011. Invasion of the raccoon dog *Nyctereutes procyonoides* in Europe: history of colonization, features behind its success, and threats to native fauna. *Current Zoology* 57: 584–598.
- Keller, C. & S. D. Busack, 2001. *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812)—Maurische Bachschildkröte. In Fritz, U. (ed.), *Handbuch der Amphibien und Reptilien Europas: Land- und Sumpfschildkröten*. Aula, Wiesbaden: 57–88.
- Kotenko, T., 2004. Distribution, habitats, abundance and problems of conservation of the European pond turtle (*Emys orbicularis*) in the Crimea (Ukraine): first results. *Biologia Bratislava* 59(Suppl. 14): 33–46.
- Kramer-Schadt, S., J. Niedballa, J. D. Pilgrim, B. Schröder, J. Lindenborn, V. Reinfelder, M. Stillfried, I. Heckmann, A. K. Scharf, D. M. Augeri, S. M. Cheyne, A. J. Hearn, J. Ross, D. W. Macdonald, J. Mathai, J. Eaton, A. J. Marshall, G. Semiadi, R. Rustam, H. Bernard, R. Alfred, H. Samejima, J. W. Duckworth, C. Breitenmoser-Wuersten, J. L. Belant, H. Hofer & A. Wilting, 2013. The importance of correcting for sampling bias in MaxEnt species distribution models. *Diversity and Distributions* 19: 1366–1379.
- Kumar, S. & T. J. Stohlgren, 2009. Maxent modeling for predicting suitable habitat for threatened and endangered tree *Canacomyrica monticola* in New Caledonia. *Journal of Ecology and The Natural Environment* 1: 94–98.
- Leung, B., N. Roura-Pascual, S. Bacher, J. Heikkilä, L. Brotons, M. A. Burgman, K. Dehnen-Schmutz, F. Essl, P. E. Hulme, D. M. Richardson, D. Sol & M. Vilà, 2012. TEASIng apart alien species risk assessments: a framework for best practices. *Ecology Letters* 15: 1475–1493.
- Liu, C., P. M. Berry, T. P. Dawson & R. G. Pearson, 2005. Selecting thresholds of occurrence in the prediction of species distributions. *Ecography* 28: 385–393.
- Llorente, G. A., A. Montori, X. Santos & M. A. Carretero, 1995. Atlas dels Amfibis i Rèptils de Catalunya i Andorra. El Brau, Barcelona.
- Lloret, F., E. Calvo, X. Pons & R. Díaz-Delgado, 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. *Landscape Ecology* 17: 745–759.
- Lobo, J. M., A. Jiménez-Valverde & R. Real, 2008. AUC: a misleading measure of the performance of predictive distribution models. *Global Ecology and Biogeography* 17: 145–151.
- Marmion, M., M. Parviainen, M. Luoto, R. K. Heikkinen & W. Thuiller, 2009. Evaluation of consensus methods in predictive species distribution modeling. *Diversity and Distributions* 15: 59–69.
- Mascort, R., 1998. Distribution and status of the European pond turtle, *Emys orbicularis*, in Catalonia. In Fritz, U., U. Joger, R. Podlousky & J. Servan (eds), *Proceedings of the EMYS Symposium Dresden* 96. Mertensiella, 10: 177–186.
- Moll, D., 1980. Dirty river turtles. *Natural History* 5: 42–49.
- Montori, A., X. Santos, V. Sancho, J. Mayol, J. I. Lacomba, G. A. Llorente & M. Franch, 2010. Consideracions generals sobre la fauna de rèptils. In: *Fauna i flora. Suplement de la Història Natural dels Països Catalans*. Enciclopèdia Catalana, 327–340.
- Montori, A., G. A. Llorente, A. Richter-Boix, D. Villero, M. Franch & N. Garriga, 2007. Colonización y efectos potenciales de la especie invasora *Discoglossus pictus* sobre las especies nativas. *Munibe* 25: 17–24.
- Nagy, Z. T. & Y. Chiari, 2013. Special series: a summary of conservation actions for European pond turtles. *Herpetology Notes* 6: 105.
- Naimi, M., M. Znari, J. E. Lovich, Y. Feddadi & M. A. A. Baamrane, 2012. Clutch and egg allometry of the turtle *Mauremys leprosa* (Chelonia: Geoemydidae) from a polluted peri-urban river in west-central Morocco. *Herpetological Journal* 22: 43–49.
- Ninyerola, M., X. Pons & J. M. Roure, 2000. A methodological approach of climatological modelling of air temperature and precipitation through GIS techniques. *International Journal of Climatology* 20: 1823–1841.
- Nores, C., F. González & P. Garcia, 1995. Wild boar distribution trends in the last two centuries: an example in Northern Spain. *Biogeography and ecology*—Poster 3: 137–185.
- Panzacchi, M., R. Cocchi, P. Genovesi & S. Bertolino, 2007. Population control of coypu *Myocastor coypus* in Italy compared to eradication in UK: a cost–benefit analysis. *Wildlife Biology* 13(2): 159–171.
- Pearce, J. & S. Ferrier, 2000. Evaluating the predictive performance of habitat models developed using logistic regression. *Ecological Modelling* 133: 225–245.
- Phillips, B. L. & R. Shine, 2004. Adapting to an invasive species: toxic cane toads induce morphological change in Australian snakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 101: 17150–17155.
- Phillips, S. J. & M. Dudík, 2008. Modeling of species distributions with MAXENT: new extensions and a comprehensive evaluation. *Ecography* 31: 161–175.
- Phillips, S. J., R. P. Anderson & R. E. Schapire, 2006. Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling* 190: 231–259.
- Phillips, S. J., M. Dudík, J. Elith, C. H. Graham, A. Lehmann, J. Leathwick & S. Ferrier, 2009. Sample selection bias and presence-only distribution models: implications for background and pseudo-absence data. *Ecological Applications* 19: 181–197.
- Pleguezuelos, J. M. & M. Feriche, 2003. *Anfibios y Reptiles*. Diputación de Granada, Granada.
- Pleguezuelos, J. M., R. Márquez & M. Lizana, 2002. Atlas de distribución y Libro Rojo de los Anfibios y Reptiles de España, 2nd ed. Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española, Madrid.
- Pluto, T. G. & E. D. Bellis, 1986. Habitat utilization by the turtle, *Graptemys geographica*, along a river. *Journal of Herpetology* 20: 22–31.

- Polo-Cavia, N., P. López & J. Martín, 2011. Aggressive interactions during feeding between native and invasive freshwater turtles. *Biological Invasions* 13: 1387–1396.
- Prohom, M., M. Barriandos, E. Aguilar & R. Ripoll, 2012. Recuperación y análisis de la serie de temperatura diaria de Barcelona, 1780–2011. In Rodríguez-Puebla, C., A. Ceballos, N. González-Reviriego, E. Morán-Tejeda & A. Hernández-Encinas (eds), *Cambio climático. Extremos e impactos*, Vol. 8. Asociación Española de Climatología (AEC), Salamanca: 207–217.
- Reese, D. A. & H. H. Welsh Jr, 1998. Habitat use by western pond turtles in the Trinity River, California. *Journal of Wildlife Management* 62: 842–853.
- Rivas-Martínez, S., 1983. Pisos bioclimáticos de España. *Lazaroa* 5: 33–43.
- Rivera, X., D. Escoriza, J. Maluquer-Margalef, O. Arribas & S. Carranza, 2011. Amfibis i Rèptils de Catalunya, País Valencià i Balears. Lynx ed. & Societat Catalana d'Herpetologia, Bellaterra, Barcelona.
- Rodrigues, D. C., L. Simões, J. Mullins, S. Lampa, R. C. Mendes, C. Fernandes, R. Rebelo & M. Santos-Reis, 2014. Tracking the expansion of the American mink (*Neovison vison*) range in NW Portugal. *Biological Invasions* 17: 13–22.
- Romero, D., F. Ferri-Yáñez, J. C. Báez & R. Real, 2010. Indicios de reproducción de *Trachemys scripta elegans* en lagunas artificiales de Málaga. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 21: 100–101.
- Romero, D., J. C. Báez, F. Ferri-Yáñez, J. Bellido, J. J. Castillo & R. Real, 2011. Nuevas citas de Galápagos leproso (*Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812) y de Galápagos Americano (*Trachemys scripta*) en la provincia de Málaga. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 2: 104–107.
- Romero, D., J. C. Báez, F. Ferri-Yáñez, J. Bellido & R. Real, 2014. Modelling favourability for invasive species encroachment to identify areas of native species vulnerability. *The Scientific World Journal*. doi:10.1155/2014/519710.
- Roura-Pascual, N., A. V. Suarez, C. Gómez, P. Pons, Y. Touyama, A. L. Wild & A. T. Peterson, 2004. Geographical potential of Argentine ants (*Linepithema humile* Mayr) in the face of global climate change. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences* 271: 2527–2535.
- Sacasas, J., 2007. Geografía de Catalunya. L'Abadia de Montserrat, Barcelona.
- Salvador, A. & J. M. Pleguezuelos, 2013. Guía de Reptiles de España Identificación, Historia Natural y Distribución. Canseco Editores S. L., Talavera de la Reina.
- Segurado, P., 2007. Patterns of species occurrence as a response to environmental and biotic constraints: the uncertainty of correlative approaches. PhD thesis. University of Évora, Évora.
- Segurado, P. & M. B. Araujo, 2004. An evaluation of methods for modelling species distributions. *Journal of Biogeography* 31: 1555–1568.
- Segurado, P. & D. Figueiredo, 2007. Coexistence of two freshwater turtle species along a Mediterranean stream: the role of spatial and temporal heterogeneity. *Acta Oecologica* 32: 134–144.
- Sillero, N., 2009. Modelling a species in expansion at local scale: is *Hyla meridionalis* colonising new areas in Salamanca, Spain? *Acta Herpetologica* 4: 37–46.
- Sillero, N., 2011. What does ecological modelling model? A proposed classification of ecological niche models based on their underlying methods. *Ecological Modelling* 222: 1343–1346.
- Sindaco, R., G. Doria, E. Razzetti & F. Bernini, 2006. Atlas of Italian Amphibians and Reptiles. Polistampa, Firenze.
- Spellerberg, I. F., 1992. Evaluation and Assessment for Conservation. Chapman & Hall, London.
- Spinks, P. Q., G. B. Pauly, J. J. Crayon & H. Bradley Shaffer, 2003. Survival of the western pond turtle (*Emys marmorata*) in an urban California environment. *Biological Conservation* 113: 257–267.
- Vallès, V. F., J. V. Escobar & E. Forner, 2013. Primera cita de *Mauremys leprosa* (Sauropsida: Testudines) a Sant Mateu del Maestrat. *Nemus* 3: 115–119.
- van Dijk, P. P., J. A. M. Miras, M. Cheylan, U. Joger, P. Sá-Sousa & V. Pérez-Mellado, 2004. *Mauremys leprosa*. In IUCN (ed.), IUCN Red List of Threatened Species. Version 2013.2. International Union for Conservation of Nature (IUCN), Gland, Switzerland.
- VanDerWal, J., L. P. Shoo, C. N. Johnson & S. E. Williams, 2009. Abundance and the environmental niche: environmental suitability estimated from niche models predicts the upper limit of local abundance. *American Naturalist* 174: 282–291.
- Verneau, O., C. Palacios, T. Platt, M. Alday, E. Billard, J.-F. Allienne, C. Basso & L. H. Du Preez, 2011. Invasive species threat: parasite phylogenetics reveals patterns and processes of host-switching between nonnative and native captive freshwater turtles. *Parasitology* 138: 1778–1792.
- Vives-Balmaña, M. V., 1982. Contribución al conocimiento de la fauna herpetológica del NE de la Península Ibérica. PhD thesis. University of Barcelona, Barcelona.
- World Commission on Dam, 2000. Water, development and large dams. In *TheWorld Commission on Dams* (ed.), *Dams and Development, a New Framework for Decision-Making*. Earthscan, London: 1–34.

Article title: Temporal analysis of *Mauremys leprosa* distribution in northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species

Journal name: Hydrobiologia

Authors: Franch, M.^{1,2}; A. Montori¹; N. Sillero² & G. A. Llorente¹

Author affiliations:

1. Departament de Biologia Animal (Vertebrats). Facultat de Biologia. Universitat de Barcelona. Av. Diagonal 643. 08028; Barcelona (SPAIN)

2. CICGE – Centro de Investigação em Ciências Geo-Espaciais Observatório Astronómico Prof. Manuel de Barros Alameda do Monte da Virgem, 4430-146; Vila Nova de Gaia (PORTUGAL)

Corresponding author: Marc Franch E-mail: apoarmatu@gmail.com Phone number: +351919341087

Supplementary File: Datasets used to analyse spatial and temporal trends of *M. leprosa* in northeastern Iberia. Records of species with different spatial resolutions (10 km, 1 km and 1m accuracy) from available literature, unpublished data from technical reports, private datasets, and systematic web search.

Supplementary File: Datasets used to analyse spatial and temporal trends of *M. leprosa* in northeastern Iberia. Records of species with different spatial resolutions (10 km, 1 km and 1m accuracy) from available literature, unpublished data from technical reports, private datasets, and systematic web search.

DATA-BASES:

Banc de dades de biodiversitat de Catalunya (Biodiversity Database of Catalonia)
<http://biodiver.bio.ub.es/biocat/>

Base de datos Herpetológica – AHE (Amphibians and Reptiles Database of Spain)
<http://www.herpetologica.es/index.php/programas/base-de-datos-herpetologica>

Catalan Ornithological Institute Vertebrates Database – ICO http://www.ornitho.cat/index.php?m_id=1

Servidor de Información de Anfibios y Reptiles de España – AHE (Amphibians and Reptiles database of Spain.
<http://siare.herpetologica.es/>

Biodiversidad Virtual (Virtual Biodiversity). <http://www.biodiversidadvirtual.org/reptiles/>

Base de dades de biodiversitat del Gironès (Biodiversity Database of Gironès county)
<http://jcgimiso.brinkster.net/ObservacionsInicial.asp>

Pottier, G. Herpetofauna of Europe. <http://www.hylawerkgroep.be/jeroen/index.php?id=1>

DIGITAL PUBLICATIONS:

Delgado-García, A. (Ed.). Butlletí Naturalista de la Selva. <http://natura-selva.blogspot.com/>

REFERENCES

- Albornà, P.; P. Torres & G.A. Llorente, 2005. La comunitat de rèptils del Parc del Foix i entorns. I Trobada d'Estudiosos del Foix Diputació de Barcelona, p.89-98.
- Baiges, C.; J.Sabaté, A. Constans & M. Bargalló, 2012. Seguiment de la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) a la Reserva de Fauna Salvatge de l'illa d'Audí. Butll. Soc. Cat. Herp., 20:37-42
- Ballesteros, T. & A. Degollada, 1999. Herpetofauna de les serres del Montnegre i el Corredor. Diputació de Barcelona. Monografies 27:85-93
- Campeny, R. 1999. Rèptils del vessant oriental del Montnegre i el Corredor: distribució i biòtops ocupats. Diputació de Barcelona. Monografies 27:95-100.
- Franch, M. 2002 Caracterització de la tortuga de rierol *Mauremys leprosa* (Schweigger 1812) a l'Alt Empordà: biometria i cicle biològic. Master Thesis. University of Barcelona. 50pp

- Franch, M.; G. A. Llorente & A. Montori, 2004. Ciclo biológico y ecología reproductiva *Mauremys leprosa* en el NE ibérico. In: Real, R. (ed). Programa & Libro de Resúmenes VIII Congreso Luso-Español (XII Congreso Español) de Herpetología: 25-26.
- Franch, M., 2005. Trets bàsics de la biologia de la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa* SCHWEIGGER,1812) i tortuga de tempes roges (*Trachemys scripta elegans* WIED,1838) al delta del Llobregat: implicacions en la gestió d'espècies. Master Thesis. University of Barcelona. 59pp
- Franch, M.; G.A. Llorente & A. Montori, 2007. Population structure of *Mauremys leprosa* in northeast Iberian Peninsula. Abstracts of First Mediterranean Herpetological Congress Marrakech – MOROCCO
- Hernàndez, H. 2009. Situació actual de la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) al Baix Gaià. La Resclosa, 13:175-182
- Martínez-Silvestre, A.; J. Soler & F. Amat, 2009. Anàlisi de la presència de tortugues als parcs del Montnegre i el Corredor, Serralada Litoral i Serralada de Marina. I Trobada d'Estudiosos dels Parcs de la Serralada Litoral Central. V Trobada d'Estudiosos del Montnegre i el Corredor. p.81-85.
- Ramos, S. & M. Franch, 1999. Estat i conservació de la tortuga d'estany (*Emys orbicularis*) a la Selva (Girona). Abstracts IV Jornades Herpetològiques Catalanes. La Jonquera (Catalonia). La Jonquera.
- Sampere, X. 2002. Distribució actual dels amfibis i rèptils a la comarca de l'Anoia. Miscellanea Aqualatensia, 10:81-126
- Sanuy, D. 2009. Herpetofauna de les zones semiàrides incloses en els Espais d'Interès Natural del sud de la demarcació de Lleida. Butll. Soc. Cat. Herp. 18: 18-34
- Soler, J.; A. Martínez-Sivestre, C. Portabella & V. Agustí, 2005. Estat i conservació de la tortuga de rierol *Mauremys leprosa* al Parc del Foix. I Trobada d'Estudiosos del Foix. p.73-79

BOOKS

- Boix, D.; S. Gascón, M. Martinoy,; E. Montserrat & J. Sala, 2005. Fauna aquàtica de les Gavarres. Consorci de les Gavarres Ed. 153pp.
- Ferrer, J. & E. Filella, 2013. Atles dels amfibis i els rèptils del Cap de Creus. Societat Catalana d'Herpetologia Ed. 127pp.
- Ordeix, M.; J. Baucells & J. Camprodon, 1999. La Fauna Vertebrada d'Osona. Lynx Edicions, S. L. Barcelona. 248pp.
- Pou, Q., M. Clavero & L. Zamora, 2007. Els peixos de les Gavarres i entorns. Consorci de les Gavarres Ed. 135pp.
- Roig, J. M., 2008. Atles dels amfibis i els rèptils terrestres del delta de l'Ebre. Col·lecció tècnica, 2. Generalitat de Catalunya, Departament de Medi Ambient i Habitatge, Parc Natural del Delta de l'Ebre. 1a edició. Deltebre. 81pp.

- Romeu, R. & A. Escayol, 2006. Guia de Camp dels Amfibis i Rèptils de Castellbisbal. Ajuntament de Castellbisbal, 84pp.
- Salvadó, H.; X. Bayer & C. Guasch, 2010. Fauna vertebrada del Pac del Foix. Fundació Catalunya i Territori & Fundació Abertis Ed., 308pp.

TECHNICAL REPORTS

- Associació Mediambiental la Sínia. 2006. Projecte de reforç de la població de tortugues de rierol (*Mauremys leprosa*) a la Reserva Natural de Fauna Salvatge de la Desembocadura del Riu Gaià i Platja de Tamarit. Avaluació de l'estat de conservació de la tortuga de rierol i Eliminació de les espècies invasives. Technical Report, 14pp.
- Ballesteros, T. & A. Degollada, 2008. Catalogació dels punts d'aigua i proposta de millores per a la recuperació dels amfibis a la Serralada de Marina. Technical report, 40pp.
- Bisbe, E. & E. Fàbregas, 2006. Hàbitats i espècies d'interès a l'Espai d'Interès Natural les Gavarres. Technical report, 192pp.
- Campeny, R. & D. Villero, 2001. Amfibis i rèptils del Parc Serralada Litoral. Technical Report, 80pp.
- CRARC, 2004. Programa de gestió i control de les tortugues alòctones a l'embassament del Parc del Foix. Technical Report, 24pp.
- CRARC, 2005. Programa de gestió i control de les tortugues alòctones a l'embassament del Parc del Foix. Technical Report, 28pp.
- Franch, M.; G. A. Llorente; A. Montori; A. Richter-Boix P. Albornà (2005) Estudi i seguiment de l'estat de les poblacions de tortugues al delta del Llobregat. In: Llorente G.A. (coord.) Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al llarg del període de creació de noves infraestructures al delta del Llobregat. pp. 349-398. Technical Report. DMAH & Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Franch, M.; Bravo, X.; Llorente, G.A.; Montori, A. & San Sebastián, O. 2009. Estudio de la conectividad entre núcleos poblacionales de galápagos europeo en Girona: Una herramienta de conservación de especies amenazadas. Technical Report for Caja Madrid – Obra Social; Universidad de Barcelona & Fundació Emys, Barcelona. 85pp
- Martín, M. 2010. Caracterització i conservació d'una població de tortuga de rierol (*Mauremys leprosa*) a L'EIN del Riu Llobregat al terme municipal d'Abrera. Technical Report, 84pp.
- Millán, E., E. Yus & J. Romera, 2010. Estudi i seguiment de les tortugues aquàtiques de l'estany de Sils. Technical Report, 12pp.
- Roig, J.M. & F. Amat, 2009. Atlas de distribució dels amfibis i rèptils del Parc Natural de la Muntanya de Montserrat i àrea de protecció perifèrica. Technical report, 64 pp.
- Romera, J. 2008. Els quelonis aquàtics del riu Tordera i zones humides associades. Technical Report, 158 pp.

PERSONAL CONTRIBUTIONS

Cos Agents Rurals (Catalan Ranger Corps - Government Institution)

Casal Cardedeu (Private Organization)

Estació Biològica Pallars Jussà (Private Organization)

Garcia, S. (GALANTHUS- Private Organization)

Minobis, B. (CARFA- Government Institution)

Alonso, T.	Gomez, D.	Rodriguez, A.
Aparicio, T.	Gravalos, M.	Roig, J.
Badosa, E.	Guerrero, P.	Romaguera, J.
Ball-llosera, Q.	Guillamon, J.	Roux, A.
Barbarà, J.	Gustamante, L.	Rovira, M.
Bargalló, O.	Gutiérrez, R.	Rubio, N.
Béjar, X.	Higueruelo, X.	Ruiz, R.
Borràs, S.	Hurtado, G.	Saguer, G.
Bravo, X.	Iglesias, B.	Sala, L.
Carrera, D.	Illa, M.	Salamaña, I.
Clarabuch, O.	Imbernón, D.	Sens, C.
Comas, A.	Jordà, C.	Sol, D.
Cortada, A. “Kurti”	Martinez-Silvestre, A.	Soler, A.
Dalmau, J.	Massip, J. M.	Soler, D.
De Roa, E.	Mendoza, Q.	Turmo, F.
Delgado-Garcia, A.	Miralles, M.	Ventura, J.
Domingo, M.	Montalbán, P.	Vila, A.
Dupraz, F.	Montull, R.	Vilagran, J.
Erra, J.	Muñoz, J. M.	
Feliu, P.	Oliva, J. M.	
Feo, C.	Oliveras, J.	
Fernandez, D.	Osorio, N.	
Fernandez, M.	Palmada, M.	
Fitó, F.	Pareja, S.	
Fornos, R.	Pedrocchi, C.	
Funosas, D.	Pié, G.	
Funosas, G.	Pujol, E.	
Fuster, N.	Ramos, S.	
Garriga, N.	Recasens, M. A.	
Giner, G.	Ribot, J.	

CAPÍTOL 2

Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el Delta del Llobregat (NE Ibérico)

Primeres dades sobre la biologia de *Trachemys scripta elegans* en sintopia amb *Mauremys leprosa* al Delta del Llobregat (NE de la Península Ibèrica)

Referència de l'article:

Franch, M., Llorente, G.A., Montori, A., 2007. Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el Delta del Llobregat (NE Ibérico). Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 2º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006". GEIB, Serie Técnica 3, 85-101.

PRIMEROS DATOS SOBRE LA BIOLOGÍA DE *TRACHEMYS SCRIPTA ELEGANS* EN SINTOPÍA CON *MAUREMYS LEPROSA* EN EL DELTA DEL LLOBREGAT (NE IBÉRICO)

First data on the biology of *Trachemys scripta elegans* in sintopy with *Mauremys leprosa* in the Delta of Llobregat (NE of the Iberian Peninsula)

Marc Franch i Quintana^{1, 2, *}, Gustavo A. Llorente Cabrera¹ & Albert Montori Faura¹

¹Dpto. Biología Animal, Facultat de Biologia, Universitat de Barcelona, Avda. Diagonal 645, 08028 Barcelona, España; ²Fundació Emys, C./ Sta. Coloma, 12, 17421 Riudarenes, Girona, España; *Autor para correspondencia (e-mail: franchky@ub.edu; info@fundacioemys.com; Tf.: +34 605269338)

RESUMEN

Cada vez es más habitual la presencia del galápago de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en los ambientes acuáticos de la península Ibérica. En el delta del Llobregat se conoce su presencia desde los años 80 y ya a mediados de los 90 se constató su reproducción. Con el fin de evaluar el estado de las poblaciones de galápagos del delta del Llobregat y la posible interacción entre especies, durante el período 2004-05 se ha realizado un estudio donde se registraron 864 citas de galápagos: 531 correspondientes al galápago leproso (*Mauremys leprosa*), 329 al de Florida y 2 a *Trachemys scripta scripta*. Se han constatado diferencias en la detección de individuos. *M. leprosa* es una especie mucho más críptica, infravalorada mediante detección visual pero dominante en las capturas, *T. s. elegans*, presenta un patrón inverso. *M. leprosa* presenta una estructura poblacional bien definida aunque mantiene una razón de sexos muy favorable a los machos. En cambio, *T. s. elegans* presenta una pirámide poblacional poco estructurada y una razón de sexos favorable a las hembras. El período reproductor se inicia a finales de abril en *T. s. elegans* y a finales de mayo en *M. leprosa* finalizando a mediados de julio en las dos especies. La proporción de hembras fértiles es más elevada en *T. s. elegans*, presentando esta especie la posibilidad de realizar hasta tres puestas al año. Aparecen diferencias en cuanto la distribución de las dos especies a microescala. Se ha detectado una posible segregación espacial que coincide también con el grado de alteración del hábitat, encontrándose *M. leprosa* en las zonas más desfavorables (contaminadas y con mayor salinidad). Los resultados indican que el galápago de Florida presenta una elevada capacidad invasora.

Palabras clave: competencia, especie invasora, *Mauremys leprosa*, *Trachemys scripta elegans*.

ABSTRACT

At present, the populations of Slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in freshwater habitats of the Iberian Peninsula are increasing. Reproductive evidence has been related in Catalonia

since the 90's including the Llobregat Delta. In order to evaluate the state of turtle populations of this Delta and a possible interaction between species, during 2004-2005, 864 freshwater turtle registries were compiled: 531 of *Mauremys leprosa*, 329 of *Trachemys scripta elegans* and 2 de *Trachemys scripta scripta*. We confirm some differences in species detectability: *M.leprosa* behaves as cryptic species but is dominant in captures; *T. s. elegans* have an inverse pattern. *M. leprosa* displays a well defined population structure although sex-ratio is highly skewed in favour of males. *T. s. elegans* have an unstructured population with sex-ratio skewed for females. The egg-laying period starts at the end of April for *T. s. elegans* and at the end of May for *M. leprosa*, ending in mid July for both species. The proportion of gravid females was higher in *T.s.elegans*. All analyzed females of Slider turtle showed a second clutch and incipient signs of a third clutch. There are some differences in the micro scale pattern of distribution for both species. We have detected a possible spatial segregation on the basis of habitat disturbance degree finding *M. leprosa* in more saline and contaminated zones. Results indicate that Slider turtle has a high invasive capacity.

Key words: competence, invasive specie, *Mauremys leprosa*, *Trachemys scripta elegans*.

INTRODUCCIÓN

La liberación continuada al medio de galápagos alóctonos es un problema de gran magnitud que afecta a la mayoría de países desarrollados (Tiedemann 1990). Tradicionalmente estos quelonios han sido utilizados como animales de compañía. En las últimas décadas el comercio masivo con diversas especies ha fomentado una liberación generalizada en diferentes ambientes acuáticos. La gran resistencia inherente a las especies comerciales ha facilitado su naturalización en diferentes países. La especie más conflictiva es el galápago de Florida (*Trachemys scripta elegans*). Actualmente esta especie se encuentra establecida y con éxito reproductivo en muchos países de África, Asia, Europa y Suramérica (Tiedemann 1990; Chen & Lue 1998) y especialmente en países mediterráneos como Francia, Grecia, Italia, Portugal y España (Geniez & Cheylan 1987; Araujo 1996; Luiselli *et al.* 1997; Filella *et al.* 1999; Pleguezuelos 2002); en zonas con características climatológicas similares a las de su distribución original (Arvy 1998) aunque debido a su gran capacidad adaptativa, puede colonizar ambientes acuáticos de diferente tipología (Gibbons 1990).

En España sólo existen registros de su comercialización desde 1983, aunque antes ya se vendía como animal de compañía. Según Barquero (2001) en 1983, podían haberse importado 185.000 ejemplares, llegando hasta 900.000 en 1997 un año antes de la prohibición de su comercialización. Sin embargo, a partir de 1998 se siguieron vendiendo ejemplares, bien porque procedían de criaderos de la Unión Europea, bien porque se habían importando anteriormente a la prohibición (Barquero 2001). Actualmente se considera la especie como una de las 100 especies invasoras más dañinas (Lowe *et al.* 2004) y el reptil que más rápidamente se ha distribuido por la Península Ibérica (Mateo 1997; Martínez-Silvestre *et al.* 2001). Esta sucesión de eventos permite considerar al galápago de Florida como una especie claramente invasora. Como muestra de su capacidad dispersiva, en la recopilación de Pleguezuelos (1997) constaba su presencia en España en 46 cuadrículas UTM 10x10 km mientras que en el Atlas y Libro Rojo publicado en 2002 (Pleguezuelos *et al.*, 2002) su distribución estaba constituida por 231 cuadrículas UTM 10x10 km.

Aunque se has realizado algún tipo de gestión de la especie en diversas Comunidades Autónomas, la realidad es que actualmente se continúan liberando animales en el medio llegando al punto que su erradicación completa resulta muy compleja y costosa.

Recientemente se ha destacado la presencia, cada vez más frecuente, de tortugas alóctonas en el hábitat ocupado por el galápago leproso (*Mauremys leprosa*) y el galápago europeo (*Emys orbicularis*). Esta convivencia entre las tortugas acuáticas peninsulares no presenta, en principio, una problemática basada en la competencia entre especies Keller (1997) para las poblaciones de Doñana, pero, la aparición de una o más especies foráneas puede implicar que este supuesto equilibrio se modifique dando lugar a procesos que alteran la organización y el funcionamiento de los ecosistemas ocupados por los quelonios, pudiendo establecerse nuevas relaciones que incluyen la depredación, parasitosis, transferencia de parásitos y exclusiones competitivas de difícil predicción. Este nuevo escenario, debido a que las especies que entran en contacto no presentan patrones de evolución conjuntos, puede comportar la aparición de nuevas presiones selectivas (Williamson 1996; Cadi & Joly 2003; Cadi & Joly 2004) que alteren las características demográficas de las diferentes especies – tanto autóctonas como alóctonas– y el uso de recursos del hábitat.

En Cataluña el galápago de Florida se ha localizado en una gran diversidad de hábitats, tanto naturales como artificiales, desde estanques, lagunas y ríos hasta marismas y puntos de agua de baja calidad (Llorente *et al.* 1995). Barquero (2001), indica que antes de la prohibición de la importación se comercializaban 250.000 ejemplares anualmente. Martínez-Silvestre *et al.* (1997) comprobaron la reproducción de la especie en condiciones de semicautividad siendo comprobada su reproducción en libertad a finales de los años 90 (De Roa & Roig 1998; Bertolero & Canicio 2000; Capalleras & Carretero 2000). A pesar que la Administración Autonómica ha emprendido campañas de educación ambiental y recogida de ejemplares el número de observaciones ha ido en aumento.

Actualmente no se conoce cual es la repercusión de la introducción de este galápago en Cataluña sobre los galápagos autóctonos aunque se ha comprobado la competencia por los lugares de insolación con el galápago europeo (Cadi & Joly 2003) y, posiblemente por los lugares de refugio (Crucitti *et al.* 1990), aunque no se puede descartar otros efectos negativos sobre las poblaciones autóctonas (hábitat, recursos alimentarios, entre otros). Una prueba de la presión que ejerce el galápago de Florida sobre las especies autóctonas es que su extracción de las zonas profundas de la laguna del Acebuche en Doñana, favoreció la colonización de las mismas por el galápago leproso (Díaz-Paniagua comunicación personal).

El delta del Llobregat posee una importante población de galápago leproso. La presencia de esta especie se consideraba escasa hasta los años 90 (Ballesteros 1996) y estaba sometida a una elevada presión antrópica por alteración y cambios en su hábitat. Actualmente y gracias a liberaciones puntuales no planificadas la especie se puede considerar abundante. Esta población de galápago leproso cohabita con el galápago de Florida en la mayor parte de los hábitats en que se presenta. De hecho la población residente de ésta especie puede considerarse la más numerosa de Cataluña.

El presente estudio pretende definir y evaluar el estado de las poblaciones de las dos especies en el delta del Llobregat describiendo su biología básica y sus posibles interacciones.

MATERIAL Y MÉTODOS

La zona de estudio se localiza en la comarca del Baix Llobregat, enmarcada en el espacio delimitado por el delta del río Llobregat (figura 1). Está situada dentro de la región bioclimática mediterránea, y se encuadra dentro del clima mediterráneo litoral seco subhúmedo con precipitaciones anuales comprendidas entre los 550 y 600 l/m² y una temperatura media anual de 16-17°C. Se trata de un ambiente fuertemente humanizado con una estructura clara en mosaico donde se alternan los diferentes elementos paisajísticos, muchas veces sin posibilidad de contacto entre ellos. Es una unidad geológica formada por zonas de dunas, pinares litorales, lagunas, zonas de marisma y herbazales inundables, zonas agrícolas, urbanas e industriales, el propio río Llobregat y todas las infraestructuras asociadas a la gran ocupación humana. Esta estructura en mosaico tiene un nexo de unión: el agua como elemento habitual. El elevado grado de humanización ha sido sin duda el elemento determinante en la introducción de galápagos foráneos, tanto el leproso procedente de otras zonas de España, como el de Florida por la liberación por parte de sus propietarios.

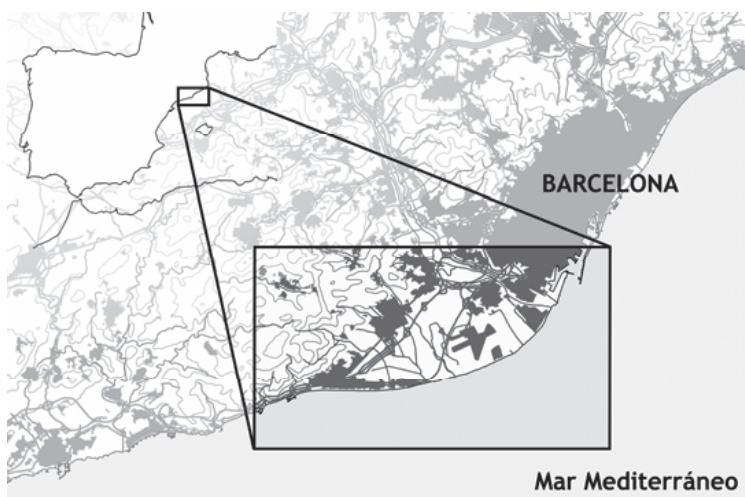


Figura 1: Localización de la zona de estudio (delta del Llobregat).

Para poder comparar el estado actual de las poblaciones de las dos especies de galápagos se ha procedido a compilar información existente procedente del Ayuntamiento del Prat de Llobregat (municipio que concentra la mayor parte de hábitats apropiados para los galápagos) así como de la Reserva Natural (RN) de Remolar - Filipines, donde se lleva a cabo el seguimiento de la población de galápagos leproso (Roig & de Roa 1997). La recopilación de datos ha permitido incorporar a la base de datos un total de 1362 citas.

Para determinar la corología de las dos especies se ha prospectado periódicamente durante un año y medio toda la zona de estudio mediante diferentes metodologías. Se han realizado prospecciones periódicas en toda el área de distribución de ambas especies registrando la localización exacta mediante GPS (Garmin ETrex Legend) incorporando los registros en un sistema de información geográfica (GIS). Con los registros obtenidos se realizó la distribución cartográfica de las dos especies utilizando como base los ortofotomapas (1:5.000). Además

se estandarizó un itinerario de censo de 1670 m de longitud paralelo al canal de La Bunyola (El Prat de Llobregat; UTM X: 426615; Y: 4572086) donde hay una densidad importante de ejemplares de las dos especies con la finalidad de analizar la existencia o no de segregación espacial. Este canal discurre desde la población de El Prat de Llobregat hasta el mar y presenta importantes diferencias en las condiciones fisicoquímicas y biológicas en ambos extremos (Cañedo-Argüelles *et al.* 2005). El transecto se realizaba mediante un vehículo a velocidad controlada (aproximadamente 5 km/h) y con un tiempo medio de prospección de 35 minutos a fin de permitir la observación y localización de los individuos sin interferir en la actividad de estos. De cada ejemplar localizado, se identificaba la especie, se le asignaba una categoría de talla corporal, de actividad y de ambiente.

Para la captura de quelonios se utilizaron nasas con cebo (Pérez *et al.* 1979; Plummer 1979; Dunham *et al.* 1988; Ross & Anderson 1990; Rowe & Moll 1991). Los ejemplares capturados fueron sexados y se tomaron las variables biométricas básicas: la longitud del espaldar (nCI) y el peso (Tw). Para detectar la presencia de huevos calcificados oviductales en hembras adultas se les hacía un palpado inguinal (Andreu & Villamor 1989; Keller 1997; Bertolero & Marín 2000; Franch *et al.* 2004). Tras el marcado los ejemplares fueron liberados en el mismo lugar de su captura excepto los ejemplares de galápagos de Florida capturados en la RN de Remolar-Filipines, donde se está realizando un programa de retirada y descaste poblacional de esta especie. Estos ejemplares fueron sacrificados por personal autorizado mediante la inyección del anestésico de uso veterinario MS-222 (*Ethyl 3-aminobenzoate methanesulfic acid salt* (98%) (Bagatto *et al.* 1997) en una dosis letal. Los individuos fueron preservados a baja temperatura para la posterior disección.

Los individuos capturados han sido separados en tres categorías en función de la longitud total de espaldar (nCI): neonatos y juveniles, machos y hembras. El macho más pequeño con caracteres secundarios patentes y la hembra reproductora de menor tamaño se han utilizado para establecer la talla mínima reproductora para cada sexo ya que la talla mínima es un carácter variable en función de la especie y la población (DaSilva 1995).

RESULTADOS

A lo largo del período de estudio (2004-2005) se obtuvieron 864 nuevos registros (visualizaciones y capturas) de galápagos; 532 correspondieron a galápagos leproso; 329, a galápagos de Florida, 2 a galápagos de orejas amarillas (*Trachemys scripta scripta*) y 1 a falsa tortuga mapa (*Graptemys pseudogeographica*). Anteriormente, se tiene constancia de la captura de un galápagos pintado (*Chrysemys picta*) y un ejemplar de tortuga mordedora (*Chelydra serpentina*). La distribución de las dos especies en la zona se presenta en las figuras 2 y 3. Se puede observar un alto grado de solapamiento entre ambas especies, existiendo localizaciones de sintopía estricta. La tabla 1 muestra la variación del número de citas antes y durante el período de estudio.

Se ha detectado una discrepancia entre el número de galápagos registrado mediante observación y captura para ambas especies. Así, mientras el galápagos de Florida representa el 71% (n = 85) de las observaciones, únicamente representa el 25% de las capturas (n = 53).

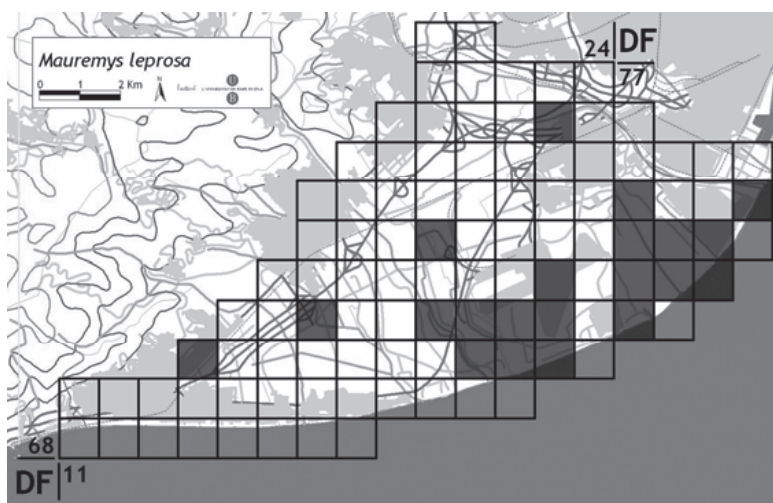


Figura 2. Distribución del galápago leproso (*Mauremys leprosa*) en retículo UTM de 1x1 km en el delta del Llobregat. Los cuadrados negros indican la presencia confirmada de las especie en dicha cuadrícula.

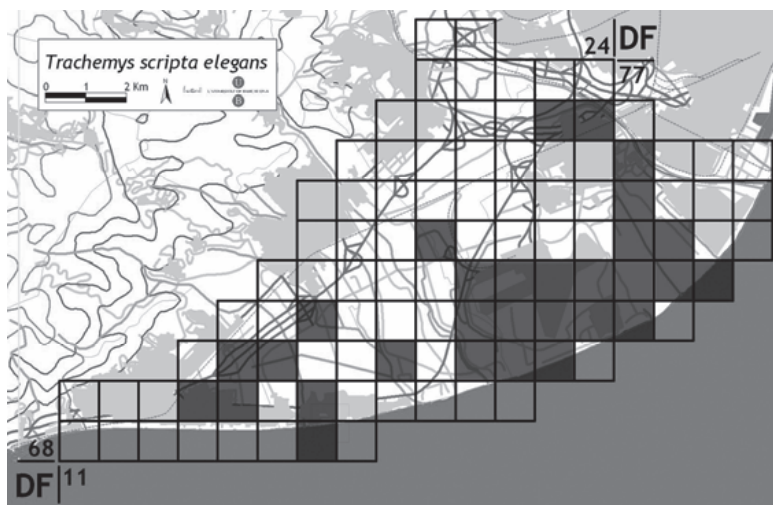


Figura 3. Distribución del galápago de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en retículo UTM de 1x1 km en el delta del Llobregat. Los cuadrados negros indican la presencia confirmada de la especie en dicha cuadrícula.

Tabla 1. Número de registros absolutos y relativo de quelonios acuáticos en el delta del Llobregat antes y durante el periodo de estudio.

	Número de Citas			
	Hasta 2003	%	2004-2005	%
<i>Mauremys leprosa</i>	463	83,12	532	61,57
<i>Trachemys s. elegans</i>	90	16,16	329	38,08
<i>Trachemys s. scripta</i>	3	0,54	2	0,23
<i>Graptemys pseudogeografica</i>	0	0,00	1	0,12
<i>Chrysemys picta</i>	1	0,18	0	0,00
Total:	557	100,00	864	100,00

Durante el estudio se han capturado un total de 205 galápagos: 152 (74,15%) galápagos leprosos y 53 (25,85%) de Florida. La tabla 2 se presenta la biometría básica de ambas especies para machos, hembras y juveniles. La razón de sexos es 2,38 machos por cada hembra en galápagos leproso y de 0,33 para el de Florida.

La figura 4 muestra la estructura poblacional en tallas para ambas especies. *M. leprosa* presenta una estructura poblacional caracterizada por la falta de neonatos y juveniles y una clara bimodalidad en la distribución de los machos. *T. scripta elegans* presenta una población poco estructurada y desplazada hacia las tallas grandes o muy grandes en hembras. Cabe destacar la presencia de neonatos lo que confirma la reproducción en la zona de estudio.

La figura 5 muestra el ciclo biológico de las dos especies en el delta del Llobregat. El inicio de la actividad para ambas especies se produce a finales del mes de febrero y principios del mes de marzo pero no es hasta finales de este mes cuando se empiezan a capturar los primeros individuos. Hacia finales de abril, coincidiendo con el segundo período anual de lluvias importantes se produce la emergencia de los neonatos.

La puesta se inicia a finales del mes de abril para el galápagos de Florida mientras que en el leproso, las primeras hembras con huevos oviductales calcificados no se detectan hasta finales de mayo. En ambas especies el período reproductor finaliza en la primera quincena de julio. Durante el mes más cálido se producen pequeños cambios en la actividad diaria que se reduce en las horas centrales del día pudiéndose producir algún caso de estivación. Durante el mes de octubre y, a medida que baja la temperatura, disminuyen las observaciones y la captura de constatándose un período de hibernación a partir del mes de noviembre hasta finales de febrero para las dos especies de galápagos.

Los primeros resultados obtenidos del estudio de los individuos retirados de galápagos de Florida en la RN indican la posibilidad de realización de hasta tres puestas por año al aparecer oocitos en dos estadios de crecimiento bien diferenciados y huevos ya calcificados. El tamaño de puesta es de $13,25 \pm 3,99$ huevos por hembra ($n = 8$) (rango 7-17 huevos). Si comparamos con tres poblaciones de Francia, observamos que existen diferencias significativas (ANOVA $F_{(3;35)} = 9,16$; $p = 0,0001$).

Tabla 2. Distribución de las capturas y biometría básica de *Mauremys leprosa* y *Trachemys scripta elegans* en el delta del Llobregat por clases de edad, nCL: longitud del caparazón en mm. Tw: peso en g. T. s. e.: *Trachemys scripta elegans*. M. I.: *Mauremys leprosa*. Mín: Mínimo. Máx: Máximo. DE: Desviación estándar. n: número de individuos.

Proporción Capturas (ratio)		Mauremys leprosa			Trachemys s. elegans		
		2,87			1		
		n	%		n	%	
Hembras		45	29,61		36	67,92	
Machos		107	70,39		12	22,64	
Juvenil /indet.		0	0,00		5	9,43	
Capturas totales:		158	100,00		53	100,00	
Sex-Ratio (♂:♀)		2,38:1,00			1,00:3,00		
Total de Capturas Tortugas:		205 individuos					
Biometría básica		n	nCL (mm)			Tw (g)	
			Media	Mín.	Máx.	D.E.	D.E.
M. I.	Machos	107	142,03	77,80	197,09	27,94	179,21
	Hembras	45	178,92	78,61	239,50	29,41	294,56
	Juvenil /indet.	0	--	--	--	--	--
T. s. e.	Machos	12	153,33	113,54	220,20	31,56	288,62
	Hembras	36	201,04	140,42	255,76	31,06	485,36
	Juvenil /indet.	5	29,65	27,20	32,17	2,13	0,87

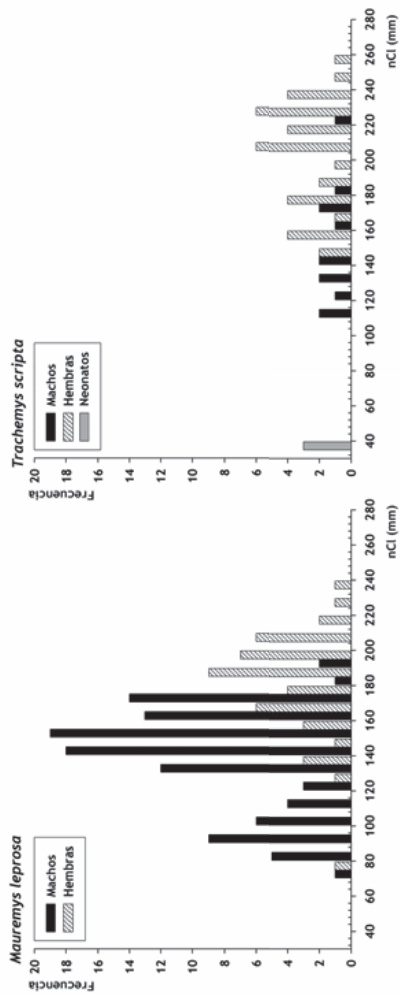


Figura 4: Distribución en frecuencias absolutas por clases de talla en intervalos de 10 mm para las dos especies durante el periodo de estudio.

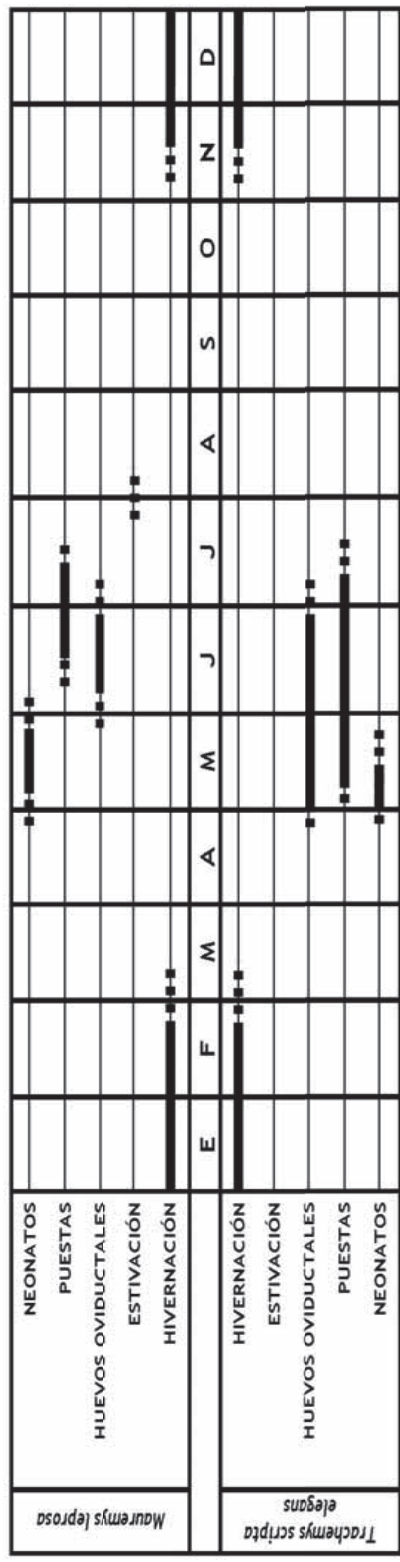


Figura 5: Ciclo biológico de Mauremys leprosa y Trachemys scripta elegans en el delta del Llobregat.

Sin embargo, el test Post-Hoc de Scheffé (tabla 3) indica que nuestros resultados difieren significativamente de los encontrados por Cadi *et al.* (2004) en Francia (Pierrelatte: $7,31 \pm 2,02$; rango 4-11; Vergèze: $7,67 \pm 2,50$; rango 4-15 huevos) y son muy similares a los encontrados en Saint-Quentin-en-Yvelines (Francia): $13,33 \pm 6,66$ (rango 6-19) (Prevot-Julliard en prensa). El porcentaje de hembras grávidas detectado por palpado inguinal ha sido bajo para las dos especies (tabla 4).

Tabla 3. Matriz de significación del análisis de post-Hoc de Scheffé (ANOVA). Se indican con (***) aquellos valores que presentan un nivel de significación menor al 0,05.

Test de Scheffe (MS = 9,61; df = 35)	Pierrelatte	Vergèze	Llobregat
Saint-Quentin-en-Yvelines (Francia) (Prevot-Julliard en prensa)	0,0403***	0,0551	0,9999
Llobregat (Presente estudio)	0,0019***	0,0029***	
Vergèze (Francia) Cadi <i>et al.</i> (2004)	0,9924		

Tabla 4. Frecuencias absolutas y porcentajes de hembras grávidas detectadas por palpado inguinal para el galápago leproso (*Mauremys leprosa*) y el galápago de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en el delta del Llobregat.

	M. leprosa		T. s. elegans	
	n	%	n	%
Positivo	2	5,71	9	12,00
Negativo	33	94,29	25	88,00
Total	35	100,00	36	100,00

Del transecto realizado en el canal de la Bunyola se desprende que hay diferencias en la distribución del galápago leproso y el de Florida en este canal ($\chi^2_{(21)} = 36,54$ $p = 0,0190$), localizándose *M. leprosa* mayoritariamente al norte y *T. s. elegans* al sur (figura 6).

No se han observado diferencias significativas en la presencia/ausencia de ambas especies respecto a la salinidad (medida en conductividad, $\mu\text{S}/\text{cm}$) del ambiente (test U de Mann-Whitney: *M. leprosa*, $Z = 1,28$ $p = 0,201$ n.s. y *T. scripta* $Z = -1,92$ $p = 0,056$) aunque el galápago leproso presenta una mayor tolerancia a la salinidad (figura 7). Si se calcula un modelo mediante una regresión logística binaria para presencia-ausencia de ambas especies utilizando los factores salinidad, y presencia de la otra especie para *M. leprosa* y para *T. scripta* respectivamente, los resultados indican que el factor que influye en la distribución de una especie es la presencia de la otra pero no la salinidad (tabla 5).

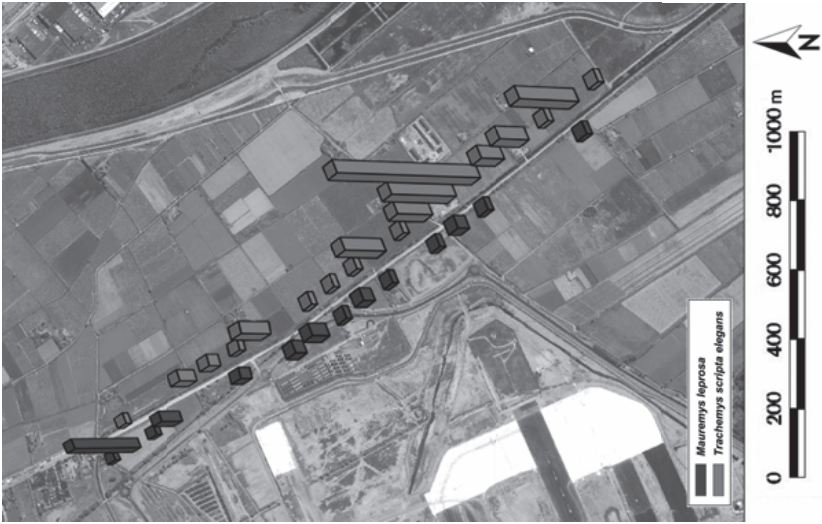


Figura 6 Distribución de las localizaciones visuales de galápago leproso y galápago de Florida en el transecto de La Bunyola.

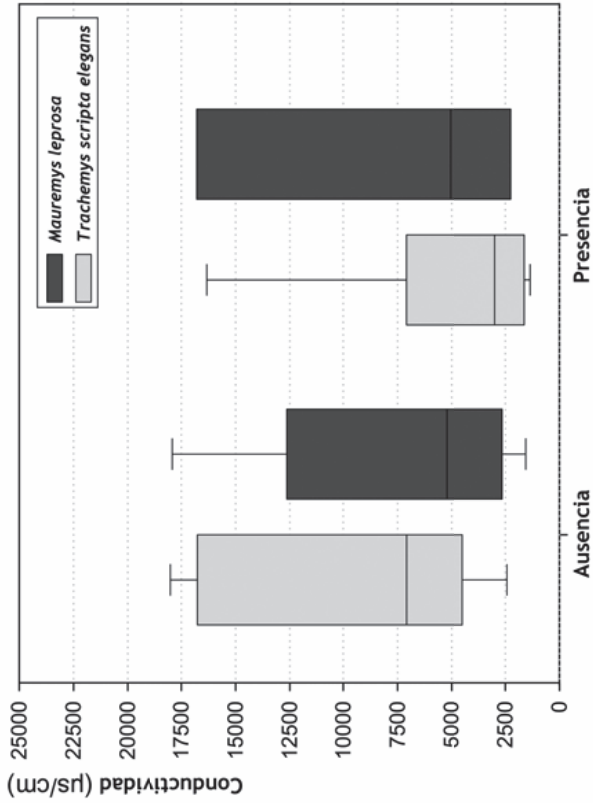


Figura 7: Presencia y ausencia de *Mauremys leprosa* y *Trachemys scripta* en las distintas zonas de muestreo en relación a la salinidad (conductividad en $\mu\text{S}/\text{cm}$). Las líneas verticales finas indican el rango, las cajas representan los cuartiles del 25 al 75% y la línea horizontal la mediana de la distribución.

Tabla 5. Modelo logístico lineal para las interacciones entre la presencia/ausencia de las dos especies y con la salinidad. Se indican con (***) aquellos valores del estadístico de Wald que presentan un nivel de significación menor al 0,05.

		Nivel	Columna	Valor estimado	Valor estándar	Wald	p
<i>M. leprosa</i>	Intercepción		1	-2,6087	1,2212	4,5631	0,0326***
	Salinidad		2	0,0001	0,0001	1,3848	0,2392
	<i>T. s. elegans</i>	0	3	-1,7391	0,7957	4,7766	0,0288***
<i>T. s. elegans</i>	Intercepción		1	-2,2974	1,3453	2,9164	0,0876
	Salinidad		2	0,0002	0,0001	3,4573	0,0629
	<i>M. leprosa</i>	0	3	-1,8885	0,9002	4,4010	0,0359***

DISCUSIÓN

Las dos especies de galápagos mayoritarias en la zona de estudio son el leproso y el de Florida mostrando un incremento en el número de observaciones siendo mucho más importante para el galápagos de Florida tal como sucede en otras localidades como el embalse del Foix (Martínez-Silvestre *et al.* 2003). Actualmente puede considerarse al galápagos de Florida como el más abundante en el delta del Llobregat. Esta situación se repite en gran parte de las zonas en que ha sido introducida, donde llega a ser mayoritaria frente a las especies autóctonas (Soccini *et al.* 2004).

Ambas especies muestran tasas de capturabilidad y detectabilidad diferentes: mientras que el galápagos de Florida es una especie fácilmente detectable el leproso presenta un comportamiento mucho más críptico que hace que se infravalore su presencia en los censos visuales. Este comportamiento puede ser debido a diferencias etológicas siendo más antropófilo el galápagos de Florida que el leproso (Martínez-Silvestre *et al.* 2001) o bien a una menor eficiencia de las nasas para esta especie (Zugadi & Buenetxea 2004). En el delta del Llobregat el galápagos leproso se localiza en zonas con una vegetación acuática más densa (carrizo y espadaña) pasando más desapercibido.

Puesto que las observaciones visuales del galápagos de Florida son mayores que las capturas como ocurre en otras localidades (Martínez-Silvestre *et al.*, 2003; Buenetxea *com. pers.*), cabe considerar que las capturas infravaloran el número de ejemplares de *T. scripta elegans* presentes en la zona. A pesar de ello, se pueden encontrar las dos especies en simpatria e incluso en sintopía lo que puede llevar a que exista una competencia de algún tipo. Nuestras observaciones indican que la competencia espacial puede ser importante tal como sucede con el galápagos europeo para los lugares de insolación (Cadi & Jolly 2004). Observaciones realizadas durante 15 días en un estanque vallado cerca de la zona con presencia segura de las dos especies indican que la observabilidad del galápagos leproso es mínima cuando se encuentra con *Trachemys scripta* observándose que los lugares de insolación disponibles están siempre ocupados por la tortuga de Florida. Si el hábitat que ocupan lo permite, como en el caso del canal de la Bunyola, las dos especies presentan una distribución diferencial a lo largo de él. Así, mientras *T. scripta* ocupa las zonas de mayor

calidad de hábitat, *M. leprosa* se detecta con mayor frecuencia en zonas de menor calidad (menor superficie libre de agua, mayor eutrofia y mayor contaminación por aguas residuales).

Si se tiene en cuenta que en las preferencias de hábitat con relación a la tolerancia a la salinidad *T. scripta* es mucho más estricta, *M. leprosa* ocupa ambientes que, *a priori*, por sus niveles de conductividad pueden considerarse salinos y subóptimos para ella. Este hecho es consecuencia de una mayor capacidad de exclusión de *T. scripta* sobre *M. leprosa* que se ve así relegada a ocupar ambiente subóptimos (más degradados o con mayor salinidad).

La estructura poblacional de ambas especies también difiere, mientras que *M. leprosa* presenta una sex ratio desviada hacia los machos, en *T. scripta* se invierte esta relación siendo claramente favorable a las hembras, como ocurre en otras poblaciones de Francia (Cadi *et al.* 2004) debido posiblemente a una comercialización sesgada a las hembras consecuencia de unas determinadas condiciones de incubación en los centros de cría que redundaría en beneficio de las poblaciones naturalizadas. En el hábitat original la proporción también es favorable a hembras pero en menor grado (0,69; Cagle 1946) o muy cercana a la paridad (0,95; Cagle 1950) como sucede generalmente en los quelonios acuáticos (Harless & Morlock 1979). El sesgo en la sex ratio del galápago leproso puede ser debido a factores extrínsecos a la población tales como la gestión que se ha llevado a cabo en la zona. La liberación continuada de ejemplares procedentes de Centros de Recuperación de Fauna sin una estrategia previa (generalmente y debido a su estatus de protección, los ejemplares recogidos de particulares deben liberarse en un período limitado de tiempo minimizando el período de estabulación para evitar estrés de los animales) ha propiciado la introducción descompensada de ejemplares de uno u otro sexo, en este caso fundamentalmente de machos. La estructura bimodal de la distribución de tallas de los machos (figura 6) sería un reflejo de lo anteriormente aducido.

El reclutamiento es un factor determinante para la continuidad de las poblaciones. Para el galápago leproso, sólo un 5,71% de las capturas de hembras dio positivo en la detección de huevos calcificados por palpado inguinal, mientras que en el norte de Cataluña este porcentaje alcanza el 12% (Franch *et al.* 2004). Aún considerando una eficiencia de detección de huevos del palpado inguinal inferior respecto a la del radiografiado, 42,86% para el galápago leproso en Cataluña (Franch *et al.* 2004), 90,4% para galápago leproso en Doñana (Andreu & Villamor 1989), 74,3% para el galápago leproso y el europeo en la misma zona (Keller 1997) y 68,4% para tortuga mediterránea (*Testudo hermani hermani*) en Catalunya (Bertolero & Marín 2000), los valores del delta del Llobregat quedan muy por debajo de los obtenidos para Doñana (Andreu & Villamor 1989; Keller 1997). Si además de la proporción de hembras reproductoras se tienen en cuenta el éxito de las puestas realizadas, de los resultados se desprende que la población de galápago de Florida tendría posibilidades de continuidad debido a la presencia de neonatos pero no las del leproso por la carestía de neonatos y juveniles, siempre y cuando las condiciones de ambiente y la gestión fueran continuistas.

La comparación entre ambos ciclos biológicos muestra fundamentalmente diferencias en cuanto a la duración del período reproductor siendo el doble (dos meses) en *T. scripta* que en *M. leprosa*, hecho que confirma la mayor capacidad reproductora de esta especie. Por otra parte se ha detectado la posibilidad de segundas e incluso de terceras puestas igual que ocurre en poblaciones americanas de *T. scripta* (Jackson 1988) y en *Chrysemys picta* (Moll

1973). La duración del periodo de puesta coincide con el descrito para dicha especie en Lousiana (Cagle 1950) si bien presenta cierto desplazamiento en el calendario.

Los resultados indican que se ha producido un incremento de la distribución de la tortuga de Florida en todo el territorio estudiado. Si a este hecho unimos el elevado tamaño de la puesta, la realización de hasta tres puestas al año y el uso de los hábitats más óptimos, nos encontramos ante una especie con una elevada capacidad invasora frente a la preocupante situación de las poblaciones de galápagos autóctonos.

AGRADECIMIENTOS

Para la realización del presente estudio se obtuvieron los permisos de captura correspondientes (n.º: SF/250 y SF/227) de la Generalitat de Cataluña. Los autores quieren expresar su agradecimiento al Ayuntamiento del Prat de Llobregat y a la guardería de la RN del Remolar-Filipines por su colaboración en el estudio. También queremos agradecer a todos aquellos que de una forma u otra participaron en el estudio.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Andreu AC & Villamor MC (1989) Calendario reproductivo y tamaño de puesta en el galápagos leproso *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) en Doñana, Huelva. Doñana Acta Vertebrata 16(1): 167-172.
- Araújo PR (1996) Contribuição para o estudo do comportamento do cágalo mediterrânico *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812). Tesis de Mestrado, Lisboa. 69 pp.
- Arvy C & Servan J (1998) Imminent competition between *Trachemys scripta* and *Emys orbicularis* in France. Mertensiella 10: 33-40.
- Bagatto B, Blankenship EL & Henry RP (1997) Tricaine methane sulfonate (MS-222) anesthesia in spiny and Florida softshell turtles, *Apalone spinifer* and *Apalone ferox*. Bulletin of the Association of Reptilian and Amphibian Veterinarians 7: 9-11.
- Ballesteros T (1996) Distribució dels amfibis i rèptils al delta del Llobregat. Spartina 2: 85-96.
- Barquero JA (2001) El control del comercio y las especies potencialmente invasoras: situación actual de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en España. Memoria de Master, Universidad Internacional de Andalucía, Sevilla. 122 pp.
- Bertolero A & Canicio A (2000) Nueva cita de nidificación de *Trachemys scripta elegans* en Cataluña. Boletín de la Asociación Herpetológica Española 11(2): 84.
- Bertolero A & Marín A (2000) Detección de huevos de tortuga mediterránea mediante palpado inguinal. Boletín de la Asociación Herpetológica Española 11(2): 93.
- Cadé A & Joly P (2003) Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced redeared slider (*Trachemys scripta elegans*). Canadian Journal of Zoology 81: 1392-1398.
- Cadé A & Joly P (2004) Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). Biological Conservation 13: 2511-2518.

- Cadi A, Delmas V, Prévot-Julliard AC, Joly P, Pieau C & Girondot M (2004) Successful reproduction of the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in the South of France. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 14: 237-246.
- Cagle FR (1946) The growth of the slider turtle, *Pseudemys scripta elegans*. *American Midland Naturalist* 36(3): 685-739.
- Cagle FR (1950) The life history of the slider turtle, *Pseudemys scripta troostii* (Holbrook). *Ecological Monographs* 20: 685-739.
- Cañedo-Argüelles M, Farrés R, Rieradevall M & Prat N (2005) Seguiment de la qualitat fisicoquímica dels sistemes aquàtics del delta del Llobregat. En: Llorente GA (coord.) Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al llarg del període de creació de noves infraestructures al delta del Llobregat. pp. 17-45. Informe no publicado. DMAH & Universitat de Barcelona, Barcelona.
- Capalleras X & Carretero MA (2000) Evidencia de reproducción con éxito en libertad de *Trachemys scripta* en Península Ibérica. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 11: 34-35.
- Chen TH & Lue KY (1998) Ecological notes on feral populations of *Trachemys scripta elegans* in northern Taiwan. *Chelonian Conservation and Biology* 3: 87-90.
- Crucitti P, Campeser A & Malori M (1990) Popolazioni sintopiche di *Emys orbicularis* e *Mauremys caspica* nella Tracia, Grecia Orientale (Reptilia, Testudines: Emydidae). *Bollettino del Museo Regionale di Scienze Naturale di Torino* 8(1):187-196.
- De Roa E & Roig JM (1998) Puesta en hábitat natural de la Tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) en España. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 9: 48-50.
- Dunham AE, Morin PJ & Wilbur HM (1988) Methods for the study of reptile populations. In: Gans C & Huey RB (eds) *Biology of the Reptilia*. Defense and life history. pp. 331-386. Alan Liss Inc. New York. Vol. 16. 331 pp.
- Filella E, Rivera X, Arribas O & Melero JA (1999) Estatus i dispersió de *Trachemys scripta elegans* a Catalunya (Nord-est de la Península Ibérica). *Butlletí de la Societat Catalana d'Herpetologia* 14: 30-36.
- Franch M, Llorente GA & Montori A (2004) Ciclo biológico y ecología reproductiva *Mauremys leprosa* en el NE ibérico. En: Real R (ed). Programa & Libro de Resúmenes VIII Congreso Luso-Español (XII Congreso Español) de Herpetología: 25-26.
- Franch M, Llorente GA, Montori A, Richter-Boix A & Albornà P (2005) Estudi i seguiment de l'estat de les poblacions de tortugues al delta del Llobregat. En: Llorente GA (coord.) Seguiment de paràmetres biològics i detecció de bioindicadors de l'estat del sistema al llarg del període de creació de noves infraestructures al delta del Llobregat. pp. 349-398. Informe no publicado. DMAH & Universitat de Barcelona. Barcelona.
- Geniez PH & Cheylan M (1987) Atlas de distribution des Reptiles et Amphibiens du Languedoc-Roussillon. Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, Montpellier. 114 pp.
- Gibbons JW (1990) The slider turtle. In: Gibbons JW (ed). *Life history and ecology of the Slider Turtle*. pp. 3-18. Smith. Inst. Press, Washington.
- Harless M & Morlock H (eds) (1979) *Turtles: Perspectives and Research*. Wiley, New York. 695 pp.
- Jackson DR (1988) Reproductive strategies of sympatric freshwater emydid turtles in northern peninsular Florida. *Bulletin of the Florida State Museum Biological Sciences* 33: 113-158

- Keller C (1997) Ecología de poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* en el parque nacional de Doñana. Tesis Doctoral, Universidad de Sevilla. 197 pp.
- Llorente GA, Montori A, Santos X & Carretero MA (1995) Atlas dels amfibis i rèptils de Catalunya i Andorra. Ed. El Brau, Figueres. 192 pp.
- Lowe S, Browne M, Boudjelas S & De Poorter M (2004) 100 de las Especies Exóticas Invasoras más dañinas del mundo. Una selección del Global Invasive Species Database. GEEI UICN. 12 pp.
- Luiselli L, Capula M, Capizzi D, Filippi E, Trujillo Jesus V & Anibaldi C (1997) Problems for conservation of pond turtles (*Emys orbicularis*) in central Italy: is the introduced red-eared turtle (*Trachemys scripta*) a serious threat? *Chelonian Conservation and Biology* 2: 417-419.
- Martínez-Silvestre A, Soler J & Medina D (2001) La tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*): Situación en el pantano de Foix (Tarragona). Informe no publicado, AHE, Barcelona. 26 pp.
- Martínez-Silvestre A, Soler J, Solé R, González FX & Sampere X (1997) Nota sobre la reproducción en condiciones naturales de la tortuga de florida (*Trachemys scripta elegans*) en Masquefa (Catalunya, España). *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 8: 40-42.
- Martínez-Silvestre A, Soler-Massana J, Górriz A & Mundó P (2003) Anàlisi de les tortugues invasives a l'àrea natural del Foix-Garraf. IV Trobada d'Estudiosos del Garraf. Diputació de Barcelona: 89-91 pp.
- Mateo JA (1997) Las especies introducidas en la Península Ibérica, Baleares, Canarias, Madeira y Azores. En: Pleguezuelos JM (ed) Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal. Vol. 3. pp. 465-475. Monografías de Herpetología.
- Moll EO (1973) Latitudinal and intersubspecific variation in reproduction of the painted turtle, *Chrysemys picta*. *Herpetologica* 29: 307-318
- Pérez M, Collado E & Ramo C (1979) Crecimiento de *Mauremys caspica leprosa* (Scheweigger, 1812) (Reptilia, Testudines) en la Reserva Biológica de Doñana. *Doñana Acta Vertebrata* 6(2): 161-178.
- Pleguezuelos JM (ed) (1997) Distribución y Biogeografía de los Anfibios y Reptiles en España y Portugal. Vol. 3. Monografías de Herpetología. 542 pp.
- Pleguezuelos JM, Márquez R & Lizana M (eds) (2002) Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza y Asociación Herpetológica Española. Madrid. 584 pp.
- Plummer MV (1979) Collecting and marking. In: Harless M & Morlock H (eds). *Turtles: perspectives and research*. pp. 45-59. R. Krieger Publ. Malabar, Florida. 695 pp.
- Roig JM & De Roa E (1997) Dades preliminars sobre l'estatus actual de la tortuga de Florida (*Trachemys scripta elegans*) al delta del Llobregat. *Spartina* 3: 137-149.
- Ross DA & Anderson RK (1990) Habitat use, movements and nesting of *Emydoidea blandingii* in central Wisconsin. *Journal of Herpetology* 24(1): 6-12.
- Rowe JW & Moll EO (1991) A radiotelemetric study of activity and movements of the Blanding's turtle (*Emydoidea blandingii*) in northeastern Illinois. *Journal of Herpetology*, 25: 178-185.
- Soccini C & Ferri V (2004) Bacteriological screening of *Trachemys scripta elegans* and *Emys orbicularis* in the Po plain (Italy). *Biologia*, (Bratislava) 59 (suppl. 14): 201-207.
- Tiedemann F (1990) *Lurche und Kriechtiere* wiens. J. and V., Wien. 200 pp.
- Williamson M (1996) *Biological invasions*. Chapman & Hall. London. 256 pp.

Zugadi I & Buenetxea X (2004) "Trampa Bolue": presentación de un nuevo modelo de trampa para la captura y observación de galápagos acuáticos en balsas de agua. pp. 129-130. En: Real R (ed) Programa & Libro de Resúmenes VIII Congreso Luso-Español (XII Congreso Español) de Herpetología. 146 pp.

CAPÍTOL 3

Niche overlap of native and invasive species:
the case of freshwater turtles in the
Llobregat Delta (NE Iberian Peninsula)

Solapament de nínxol d'espècies natives i invasores: el cas de les
tortugues aquàtiques continentals al Delta del Llobregat (NE de
la Península Ibèrica)

Referència de l'article:

Manuscript to be submitted to *Biological Conservation*.

Niche overlap of native and invasive species: the case of freshwater turtles in the Llobregat Delta (NE Iberian Peninsula).

Marc Franch^{a, b, *}, Miguel Cañedo-Argüelles^{c, d}, Albert Montori^a, Maria Rieradevall^{d, †}, Gustavo A. Llorente^{a, c}

^a Section of Zoology and Anthropology, Department of Evolutionary Biology, Ecology and Environmental Sciences. Faculty of Biology University of Barcelona. Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona (Spain).

^b CICGE – Centro de Investigação em Ciências Geo-Espaciais Observatório Astronómico Prof. Manuel de Barros, University of Porto (Portugal).

^c BETA Technological Centre (TECNIO Centre), University of Vic - Central University of Catalonia (Spain).

^d Freshwater Ecology and Management (F.E.M.) Research Group, Department of Evolutionary Biology, Ecology and Environmental Sciences. University of Barcelona (Spain).

^e Institut de Recerca en Biodiversitat (IRBIO) Faculty of Biology University of Barcelona. Barcelona (Spain)

ARTICLE INFO

Article history:
Processed Manuscript
for to submit to the
Biological Conservation

Keywords:
Mauremys leprosa,
Trachemys scripta,
niche selection, co-
occurrence, invasive
species, latent variable
models

ABSTRACT

The global degradation of wetlands is increasing their susceptibility to invasions. Niche overlap between native and invasive species is likely to be the key factor determining invasion success. Most of the studies on the ecological niche of turtles have focused on segregation at the microhabitat level and on the feeding strategies, omitting other niche dimensions and larger spatial scales. Here we analyze the role of niche overlap in determining the coexistence of the native and endangered Mediterranean stripe-necked terrapin *Mauremys leprosa* and the invasive and widely spread Red-eared Slider *Trachemys scripta elegans* in a coastal wetland. We analyzed both water chemistry and landscape attributes, using variance-partitioning analysis to isolate the variance explained by each set of variables. Then, the influence of environmental variables on species co-occurrence patterns was assessed by using latent variable models (LVM), which account for correlation between species that may be attributable to biotic interactions or missing environmental covariates. The species showed a very low niche overlap (21.2%), with clear differences in their response to environmental and landscape filters. The distribution of *T. s. elegans* was largely explained by landscape variables (52% of total variance), whereas in the case of *M. leprosa* there was a very high percentage of its distribution (86%) that was not explained by any of the measured variables. *T. s. elegans* preferred uniform landscapes within the buffer where daily movements occur; whereas at larger scales it was associated with a high diversity of habitats of small and uniform relative sizes. *M. leprosa* was positively related with large patches with high perimeter values or ecotone area at medium spatial scales; whereas, at a larger scale, it was benefited from a marked heterogeneity in the patches' size. After applying LVM to our data, we obtained negative correlations (i.e. due to divergence in the environmental preferences of the species) for SRP, ammonia, chlorophyll *a* and suspended solids. Thus, although both species have wide eutrophication and salinity tolerance ranges, they showed different environmental preferences. *T. s. elegans* was related to environments with low salinity and high eutrophication, whereas *M. leprosa* was related to more saline and less eutrophic waters. Our results suggest that *M. leprosa* modifies its space use in order to avoid interaction with the *T. s. elegans*.

* Corresponding author.

Department of Evolutionary Biology, Ecology and Environmental Sciences. Faculty of Biology. Av. Diagonal 643, 08028 Barcelona (Spain); e-mail: apoarmatu@gmail.com

† In Memoriam (Bonada et al., 2015)

1. Introduction

The introduction of exotic species is currently one of the main threats to global biodiversity (Clavero and García-Berthou, 2005; Gurevitch and Padilla, 2004;

McGeoch et al., 2010). However, not all introductions are successfully established and become invasive (Kraus, 2009; Williamson and Fitter, 1996; Zenni and Nuñez, 2013). To complete the invasion process, an alien species needs to overcome a sequence of barriers in three broad stages of species: invasion, transport, establishment and spread (Richardson and Pyšek, 2006; Richardson et al., 2000; Rodda and Tyrrell, 2008; Sakai et al., 2001). The features that can benefit the species to overcome such barriers are, among others: high reproductive rates, longevity, adaptation to environmental stress (phenotypic plasticity), broad diet, early maturation, gregarious behaviour, high population density in its native range, wide latitudinal native range, high size of native range, wide climate tolerance and adaptation to human habitats (Brockie et al., 1988; Duncan, 1997; Ehrlich, 1989; Lodge, 1993; Mack et al., 2000; Newsome and Noble, 1986; Rodda and Tyrrell, 2008; Stohlgren and Schnase, 2006; Williamson and Fitter, 1996).

Most of the studies on invasive species have focused on the ecological traits of the species or their competition ability (e.g., O'Connor et al 1986; Seabloom et al 2003). However, some authors have suggested that the niche width is a key factor which influences invasion success (e.g., Hobbs 2000; Richardson et al 2000; Rejmánek 2000; Griffen et al 2012) and its impact on the native communities (Didham et al., 2007; Mooney and Cleland, 2001; Sanders et al., 2003; Vilà et al., 2011). The concept of ecological niche has been defined in several ways (Holt, 2009). For example, Hutchinson (1957) defined it as a multidimensional space of factors that affect a species' welfare. The "niche breadth–invasion success" hypothesis represents the first attempt at the generalization that species have attributes that make them successful invaders (Vázquez, 2006). It suggests that species with broad niches (generalists) are more likely to invade new regions than species with narrower niches (specialists) (Ricciardi, 2013; Sol, 2007; Vázquez, 2006). Geographic and climatic niche have been used to determinate the invasiveness of

introduced species (Broennimann et al., 2007; Vázquez, 2006), but fine-grained studies are needed to understand the mechanisms and consequences of species introduction (Simberloff et al., 2013; Vilà et al., 2011; Wilbur, 1997).

The humanization of the landscape has undoubtedly been a key factor in the introduction of foreign species (Cadi and Joly, 2004; Chen and Lue, 1998; Đorđević and Marko, 2015; Real et al., 2008; Romero et al., 2014). The anthropogenic alteration of ecosystems is promoting invasion success: spread of invasive species may occur more rapidly in fragmented landscapes (Sakai et al., 2001) and habitat destruction favours invasions by habitat generalists (Marvier et al., 2004). Several studies have shown that plant invasions are positively correlated with anthropogenic disturbance (Fine, 2002; Pouteau et al., 2015). Also, shifts from natives to exotics plants and birds have been reported along rural to urban gradients (Blair, 1996). Within this context, wetlands are interesting ecosystems to study the dynamics of invasions, since they are one of the most degraded and, at the same time, most biodiverse ecosystems of the world. The importance of wetlands as biodiversity hotspots is being increasingly recognised (Gibbs, 2000; Maltby, 1991; Mitsch and Gosselink, 2015; Turner et al., 2000). These ecosystems play a key role in regulating essential processes at the landscape level, such as the sediment and nutrient fluxes or pollution (Allan, 2004; J Álvarez-Rogel et al., 2006; Moreno et al., 2007). At the European level, wetlands and marshes are considered priority habitats for biodiversity conservation (Directive 92/43/CEE) (José Álvarez-Rogel et al., 2006). In spite of this, wetlands are among the less understood and most threatened ecosystems in the world (Finlayson, 2012; Maltby, 1991; Sánchez-Carrillo and Angeler, 2012). During the 20th century human activity has caused the destruction of more than half of the wetlands of Europe, Australia, China and North America (Mitsch and Gosselink, 2015). Moreover, those wetlands that have not been destroyed are degraded due to

fragmentation, pollution, hydrological and sedimentological alteration or the introduction of exotic species (Brinson and Malvárez, 2002; Finlayson and Rea, 1999; Gibbons et al., 2000).

Semi-aquatic organisms (e.g. insects, amphibians and reptilians) which depend on aquatic and surrounding terrestrial habitats to complete their life-cycle and maintain viable populations, are threatened by the degradation of both wetlands and their associated terrestrial habitats (Allan, 2004; Baldwin et al., 2004; Burke and Gibbons, 1995; Ficetola et al., 2011; Marchand and Litvaitis, 2004a; Semlitsch and Jensen, 2001; Semlitsch, 1998). The different responses of the species to habitat loss and fragmentation is related to their ability to persist in habitat patches and to recolonize new habitats across the landscape (Etienne and Heesterbeek, 2001; Goheen et al., 2003; Hanski, 1998; Rybicki and Hanski, 2013; Schnell et al., 2013; Swihart et al., 2002). This is being increasingly documented for amphibians (Allan, 2004; Betts et al., 2014; Cushman, 2006; Ficetola et al., 2011; Hamer and McDonnell, 2008; Kolozsvary and Swihart, 1999). However, in spite of the global decline in the population of many turtle species, the response of turtles to fragmentation has been poorly described (Gibbs and Shriver, 2002; Lovich, 1995; Marchand and Litvaitis, 2004a, 2004b). Many turtle species are generalists, i.e. distributed within a broad habitat spectrum, and, at the same time, associated to specific environmental gradients e.g. water velocity and/or turbidity, hydroperiod or morphology of aquatic habitats (Anderson et al., 2002; Bodie et al., 2000; DonnerWright et al., 1999; Marchand and Litvaitis, 2004a). Since aquatic habitats like wetlands represent the main habitat of freshwater turtles (Burke and Gibbons, 1995; Roe and Georges, 2007; Steen et al., 2012), their quality (e.g. water quality) should be key for maintaining local populations. Wetlands are often organized as isolated patches within a terrestrial habitats matrix, leading to most species registering small isolated population that are prone to extinction (Gibbs, 2000; Semlitsch and

Bodie, 1998). Thus, within a meta-population framework these turtles tend to be sink populations (i.e. maintained by immigration of individuals from source populations) (Quesnelle et al., 2015; Semlitsch, 1998). Intrapopulation movements respond to the search for food resources, optimal areas for basking, reproductive activity (courtship and mating), occasional refugia or dormancy (hibernation or aestivation) (Gibbons et al., 1990; Moll and Moll, 2004). However, aquatic turtle species tend to occupy and exhibit fidelity to discrete home ranges (Schubauer et al., 1990).

In many wetlands from the Mediterranean basin, a common native-exotic interaction is found between the Mediterranean stripe-necked terrapin, *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812) and American red-eared slider, *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1838) (p.e., Courmont & De Sousa, 2011; Keller, 1997; LIFE-Trachemys, 2012; Meyer et al., 2015; Pérez-Santigosa, Florencio, Hidalgo-Vila, & Díaz-Paniagua, 2011; Romero et al., 2011). *M. leprosa* is one of two species of native freshwater turtle that inhabits the Western Mediterranean and occurs in the north of Africa, Iberian Peninsula and a small region south of France (Cox et al., 2006; van Dijk et al., 2014) with declining populations in Spain and Portugal (da Silva and Blasco, 1997; da Silva, 2002; Rivera et al., 2011). The second one is considered the most dangerous and widespread freshwater turtle in the world (p.e., Chen & Lue, 1998; J. Whitfield Gibbons et al., 2000; Luiselli et al., 1997; Ramsay, Ng, O'Riordan, & Chou, 2007). Most of the studies on the ecological niche of freshwater turtles have focused on segregation at the microhabitat level and on the feeding strategies (Bodie and Semlitsch, 2000; Bury, 1979; Vogt, 1981). But, how does a native turtle species respond to a highly invasive and competitive species like *T. s. elegans* at larger spatial scales and multiple niche dimensions in human altered environments? Existing evidences suggest that niche overlap is likely to be important to answer this question (Aresco, 2010; Connell, 1983; Pacala and Roughgarden, 1982;

Schoener, 1983). The main goal of this paper was to analyse the role of niche overlap in determining the coexistence of *M. leprosa* and *T. s. elegans* in a coastal wetland heavily modified by human activity (Llobregat Delta, Spain). Specifically, we aimed (1) to determine the extent of niche overlap among species and (2) to quantify the role of environmental and landscape variables for species coexistence.

2. Methods

2.1. Study site and species description

The study area is located in the Llobregat Delta plain, within the Barcelona Metropolitan area, in the northeast of the Iberian Peninsula (Figure 1). The deltaic plain is included within the Mediterranean bioclimatic region and falls within the coastal dry sub-humid Mediterranean climate with annual rainfall ranging between 550 and 600 kJ/m² and an average annual temperature of 16-17 °C (Sacasas i Lluís, 2007). The landscape is formed by dunes, coastal pine forests, lakes, marshes and flood zones grasslands, irrigation channels, agricultural, urban and industrial areas, the Llobregat River and major infrastructures (i.e. Barcelona's airport and port). Artificial habitats and agricultural fields represent around 95% of Delta surface (Table 1). It is a humanised environment with a clear mosaic structure where different landscape elements alternate, often isolated from each other. In general, the region has a dense human population, mainly concentrated in the metropolitan area of Barcelona (about 3.2 million). This area has a very high concentration of urban zones and infrastructure, and it has undergone drastic habitat transformation in recent decades (Lloret et al., 2002). Due to its geomorphology and its fluvial origin, the Llobregat Delta is especially rich in aquatic environments, the main habitats of freshwater turtles. This area has an important population of autochthonous *M. leprosa* (Franch, 2005), although its presence was considered scarce until the decade of 1990 (Ballesteros and Degollada, 1996; de Roa, 1994). At the same time,

Category		Surface (km ²)	Percentage
Artificial	Unproductive artificial	51.31	78.64
Seminatural	Fields	9.81	15.03
Natural	Dense wooded	2.31	3.54
	Shrublands	0.85	1.30
	Unproductive natural	0.45	0.68
	Continental waters	0.41	0.62
	Wetlands	0.06	0.09
	Light wooded	0.03	0.05
TOTAL		65.24	100.00

Table 1. Main land-use categories and their occupied surface within the study area (Llobregat Delta, Spain). Natural landscape does not exceed 7% of total surface.

exotic freshwater turtles are often observed (Ballesteros and Degollada, 1996; de Roa, 1994), as it also occurs in other urban wetlands (Teillac-Deschamps et al., 2008). Nowadays, six different species of exotic freshwater turtle have been recorded in the area: *Trachemys scripta scripta*, *Trachemys emolli*, *Chrysemys picta*, *Chelydra serpentina* and *Graptemys pseudogeographica* and *Trachemys scripta elegans*, which has a very high population density (Arribas, 2008; Franch, 2005).

The Mediterranean stripe-necked terrapin, *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812) is restricted to the western circum-Mediterranean area (Keller and Busack, 2001; van Dijk et al., 2014) and it is the most abundant freshwater turtle in the Iberian Peninsula (da Silva, 2002). However, it is an endangered species whose populations in the Iberian Peninsula have considerably declined during the last decades (da Silva and Blasco, 1997; da Silva, 2002; Rivera et al., 2011), except for the northeast region, where its distribution and population abundance are increasing (Franch et al., 2015). *M. leprosa* is mainly threatened by habitat fragmentation and/or destruction, alien species, pollution, marsh drainage, aquifer water extraction and fisheries bycatch, but also, to a lesser extent, by harvesting for the pet trade (Pleguezuelos and Feriche, 2003; Polo-Cavia et al., 2011) and pathogens (Domènech et al., 2015; Hidalgo-Vila et al., 2008; Verneau et al., 2011). It is considered vulnerable by the IUCN Red List (version 13.2) (van Dijk et al., 2013) and the Spanish Amphibians and Reptiles red book (Pleguezuelos et al., 2002).

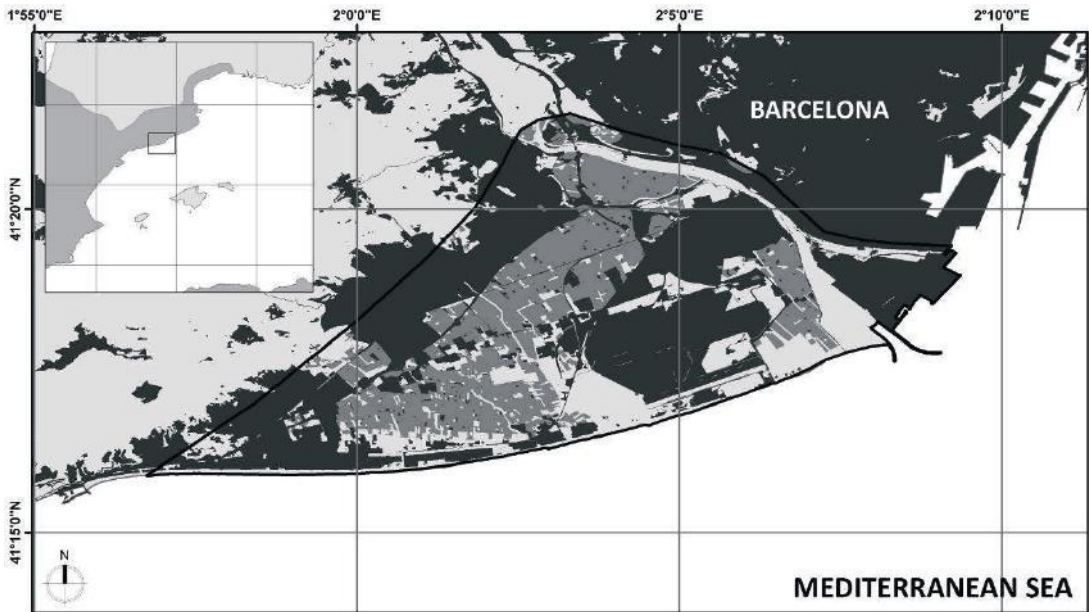


Figure 1. Location of the study area (Llobregat Delta, Spain) in the distribution range of *Mauremys leprosa* in the Mediterranean coast of Iberian Peninsula (Black square on top left). Main land use categories of study area: Dark gray: unproductive artificial; Gray: semi-natural (essentially fields); Pale gray: natural (wooded areas, wetlands, etc.).

The American red-eared slider, *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1838) is native to the Mississippi River Valley of the United States, with a broad distribution between Texas in the south and Illinois in the north (Ernst and Lovich, 2009). This species is the most widely introduced turtle species of the world (Gibbons and Avery, 2000; Lever, 2003; Ramsay et al., 2007), especially in Mediterranean basin countries, as a result of the massive pet trade occurred during the last decades (Chen and Lue, 1998; Luiselli et al., 1997; Pleguezuelos, 2002). *T. s. elegans* is considered one of the 100 most dangerous invasive alien species worldwide (Lowe et al., 2000). Throughout the Iberian Peninsula, many populations have become naturalized in marshes, wetlands, ponds, rivers and in any water bodies (Perez-Santigosa et al., 2006; Pleguezuelos, 2002) and the species is currently breeding along the Peninsula (Capalleras and Carretero, 2000; Martínez-Silvestre et al., 2001; Pérez-Santigosa et al., 2008; Sancho et al., 2005) like in other countries of the

Mediterranean basin (Đorđević and Marko, 2015; Ficetola et al., 2009; Geniez and Cheylan, 2012; Luiselli et al., 1997; Monti and Padoa-Schioppa, 2003; Sindaco, 2006). The presence of individuals or populations of red-eared slider turtles has a negative impact on the native turtle species (Pearson et al., 2015) due to competence and/or interference in resource exploitation (Cadi and Joly, 2004, 2003; García-Díaz et al., 2015; Polo-Cavia et al., 2011, 2009) and to illness or parasite transmission (Cadi and Joly, 2004; Hidalgo-Vila et al., 2009; Meyer et al., 2015; Silbernagel et al., 2013).

2.1. Sampling methodology

The study was developed between 2004 and 2005. During this time period, we sampled 13 water bodies with different characteristics (Figure 2). For each of 42 sampling season (twice a month), we recorded: (1) geographic coordinates of turtle collection location and different associated variables and (2) habitat features,

measured at the environmental (Suppl. Materials Table 1) and the landscape levels (Suppl. Materials Table 2). Turtles were captured using nets and baited funnel traps (Franch, Llorente, & Montori, 2007; Keller, 1997; Ramos, Franch, Llorente, & Montori, 2009). The traps were installed in different locations within each water body, making sure that they were close to water chemistry sampling stations. The traps were collected twenty-four hours after installation, registering all captured turtles. Turtles were marked, measured and released at once at the same site of capture, except for the last sampling campaign, in which all the collected *T. s. elegans* were transferred to a Wildlife Rehabilitation Centre (CRARC).

2.2. Landscape and environmental variables

All the capture points were integrated into a Geographic Information System, ArcGIS 10.2 (ESRI, 2013) and QGIS 2.4.0-Chugiak (QGIS Development Team, 2014). For each captured turtle location we generated three different buffers of 100, 500 and 2000 m in diameter (0.79, 19.63 and 314.16 ha of surface area respectively). These diameters were selected to include proximity movements (daily movements), movements related to the annual cycle of activity and those movements that occur occasionally (dispersive movements related to a change in the environmental conditions, in demography, etc.) (Gibbons et al., 1990; Moll and Moll, 2004). In addition, the buffers were contrasted with the existing data for the two studied species. The largest home range detected for *T. s. elegans* in Iberian Peninsula was 7.6 ha (Pérez-Santigosa et al., 2013) and in its native range it was lower than 40 ha (Schubauer et al., 1990); whereas the native *M. leprosa* has a reported home range area of 3 ha in Doñana National Park (Pérez-Santigosa et al., 2013). Landscape structure is characterized by the proportion of available habitat, the overall habitats diversity and the size and arrangement of these in the landscape (Andrén and Andren, 1994; Gustafson, 1998). Here we used landscape structure to explore how the landscape affects the distribution of freshwater

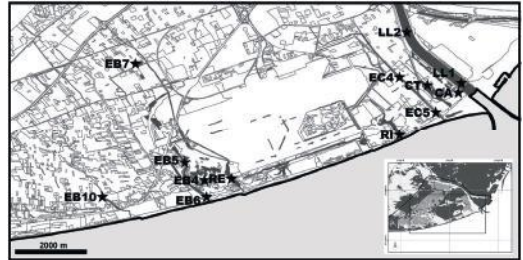


Figure 2. Sampling stations: Ca l'Arana (CA), Cal Tet (CT), la Murtra (EB10), Bassa dels Pollancre (EB4), Braç de la Vidala (EB5), Riera de Sant Climent (EB6), Can Dimoni Gran (EB7), canal de la Bunyola 2 (EC4), canal de la Bunyola 1 (EC5), Llera Nova 1 (LL1), Llera Nova 2 (LL2), el Remolar (RE) & la Ricarda (RI). Water bodies (irrigation channels, lagoons, marshes, rivers, etc.), are shown in dark grey.

turtles. To verify if the species had preferences for structural landscape conditions, we calculated different landscape parameters obtained from land use cartography (Land Cover Cartography of Catalonia: structured vector format (polygons) basis, 3rd edition, version 2 (2005-2007); Ibáñez and Burriel 2010) for each individual. We computed eighteen landscape variables for each buffer using the Patch Analyst Tool (Paudel & Yuan, 2012; Rempel, Kaukinen, & Carr, 2012) implemented in ArcGIS 10.2. The variables considered were: three patch richness, diversity and evenness metrics; five patch shape and fractal dimension metrics; four edge density metrics, four patch size metrics; and two landscape descriptive metrics (Table 2). Once all variables had been registered for each captured individual, we estimated the mean value for each species and buffer combination (i.e. 100, 500 and 2000 m in diameter) at each sampling station. Landscape variables changed minimally during the study period (2 years). We reduced multicollinearity from multivariate analysis by removing each variable with the lower biological meaning from any pair of variables having a Spearman correlation coefficient higher than 0.70 or lower than -0.70 (Gomes et al., 2009; Tabachnick and Fidell, 2012).

2.3. Data analysis

Niche overlap between both species was calculated according to Levin's index of niche breadth (Levins,

1968) using the Schoener index (Schoener, 1970) and the function `niche.overlap` in the R package `spaa` (Zhang 2013). After computing niche overlap we looked for the influence of environmental and landscape variables on species co-occurrence. We used variance partitioning analysis, `varpart` function in the `vegan` package (Okasen et al 2015), to isolate the variance explained by each set of abiotic variables (i.e. environmental and landscape variables) and their combined effects. The partitioning is based on redundancy analysis (RDA) and the function uses adjusted R^2 to assess the partitions explained by the explanatory variables and their combinations (Peres-Neto et al., 2006). After that, different analyses were applied to environmental and landscape variables. This is because these two sets of variables had different properties. Environmental variables were measured once at each location and represented the environmental characteristics of the place in which species were captured (therefore being equal for both species), whereas landscape variables were calculated on the basis of a buffer around the precise place in which each individual was captured and therefore they were different for each species.

RDA analysis was used to explore the relationship between environmental variables and the abundance of each species using the function `cca` in `vegan` package (Okasen et al 2015). The RDA function applies unweighted linear regression on constraining variables, and the fitted values are submitted to correspondence analysis performed via singular value decomposition (Legendre and Legendre, 2012). Then the influence of environmental variables on species co-occurrence patterns was assessed by using Letten et al. (2015) novel approach based on latent variable models (LVM). The extent to which species exhibit distinct environmental responses was inferred through a fitted generalized linear regression model, specifically using the framework of models. LVMs use latent variables as a parsimonious means of modelling residual species correlation (Harris, 2015), which accounts for any residual correlation between species not attributable to

spatial heterogeneity in the measured environmental variables. This correlation may be driven by biotic interactions such as competition (negative) or facilitation (positive) or alternatively to missing predictors. After fitting the LVMs, in order to visualize patterns of co-occurrence arising from the different environmental factors, we calculated two types of correlation matrices. The first was constructed by calculating the correlation between the fitted values of the two species (Letten et al., 2015), representing the correlation between species that can be attributed to a shared/diverging environmental response.

The second type of correlation matrix was calculated using the latent variable coefficients, also known as factor loadings. This second residual correlation matrix represents the correlation between species that may be attributable to biotic interactions or missing environmental covariates. Since Bayesian MCMC estimation was used, the correlation between fitted responses was calculated for each MCMC sample, which made it possible to obtain a posterior distribution for each cell of the environmental and residual correlation matrix. As such, correlation ‘significance’ was evaluated on the basis of the 95% credible intervals for the posterior mean excluding zero. Bayesian MCMC was performed through JAGS v3.4.0 (Plummer, 2003) using the package `R2jags` v0.03-08 (Su & Yajima 2012). For each species the most relevant habitat/landscape variable explaining the species occurrence and abundance were selected using a stepwise algorithm (function “`setp`” in R “`stats`” package). We fitted multiple generalized linear regression models (including all possible combinations of landscape variables) and selected the model with the lowest Akaike’s information criterion (AIC; Akaike, 1998; Burnham and Anderson, 2002). All statistical analyses were carried out using the statistical computing software R (Development Core Team, 2010).

	Group	Metric	Description
LANDSCAPE DESCRIPTIVE METRICS	PATCH RICHNESS, DIVERSITY AND EVENNESS	R	Richness.
		SDI	Shannon's Diversity Index.
		SEI	Shannon's Evenness Index.
	PATCH SHAPE AND FRACTAL DIMENSION	AWMSI	Area Weighted Mean Shape Index.
		MSI	Mean Shape Index.
		MPAR	Mean Perimeter-Area Ratio.
		MPFD	Mean Patch Fractal Dimension.
		AWMPFD	Area Weighted Mean Patch Fractal Dimension.
	EDGE DENSITY	TE	Total Edge (m).
		ED	Edge Density.
		MPE	Mean Patch Edge (m).
		PSCoV	Patch Size Coefficient of Variance.
	PATCH SIZE	MedPS	Median Patch Size (m ²).
		MPS	Mean Patch Size (m ²).
		NumP	Number of Patches.
		PSSD	Patch Size Standard Deviation (m ²).
ENVIRONMENTAL VARIABLES	LANDSCAPE DESCRIPTIVE VARIABLES	CA	Total Core Area (m ²).
		TLA	Landscape Area (m ²).
	GENERAL VARIABLES	Ox	Dissolved oxygen in the water in mg/L
		Ox	Dissolved oxygen saturation in the water in %.
		pH	pH of water, in meters
		Secchi	Water transparency USING Secchi depth.
		T	Temperature in Celsius degrees.
	PRIMARY PRODUCTION AND NUTRIENT CONCENTRATION	Chl-a	phytoplanktonic chlorophyll-a concentration in µg/L
		DIN	Dissolved inorganic nitrogen concentration in mg/L
		NH ₄ ⁺	Ammonium concentration in mg/L
		NO ₂ ⁻	Nitrite concentration in mg/L
		NO ₃ ⁻	Nitrate concentration in mg/L
		PO ₄ ³⁻	Phosphate concentration in mg/L
		SiO ₄ ²⁻	Silicate concentration in mg/L
		SRP	Soluble reactive phosphorous concentration in mg/L
		TOC	Total organic carbon concentration in mg/L
		TP	Total phosphorous concentration in mg/L
	CONDUCTIVITY AND ION CONCENTRATION	Ca ²⁺	Calcium concentration in mg/L
		Cl ⁻	Chloride concentration in mg/L
		Cond	Water conductivity in µS/cm
		Fe ²⁺	Iron concentration in mg/L
		K ⁺	Potassium concentration in mg/L
		Mg ²⁺	Magnesium concentration in mg/L
		Mn ²⁺	Manganese concentration in mg/L
		Na ⁺	Sodium concentration in mg/L
		Si ²⁺	Silicon concentration in mg/L
		SO ₄ ⁴⁻	Sulphates concentration in mg/L
		SSP	Suspended solids concentration in mg/L

Table 2. Landscape descriptive metrics computed from a land-use cartographic database (Ibáñez & Burriel, 2010) and environmental variables considered in analyses.

3. Results

We collected a total of 863 individuals. We only analysed the first captures of each individual (n=374: 230 *M. leprosa* and 144 *T. s. scripta*), ignoring re-captured individuals (Table 3). The species showed a very low niche overlap (21.2%) (Figure 3), with clear differences in their response to environmental and landscape filters. Overall landscape variables explained a much larger proportion of the variance than environmental variables, and there was very little

overlap between both types of variables (i.e. they were independent). However, the distribution of *T. s. elegans* was largely explained by landscape variables (52% of total variance), whereas in the case of *M. leprosa* there was a very high percentage of its distribution (86%) that was not explained by any of the variables measured (Figure 4).

We identified two main environmental gradients in the RDA analysis: nutrient enrichment (i.e.

concentrations of SRP and the different forms of nitrogen) and salinity (i.e. conductivity and ion concentrations). We also detected that the saltier waters tended to have more suspended solids (SSP) and therefore a shallower Secchi depth. Although we did not register a clear differentiation of each species along the two environmental gradients, *T. s. elegans* tended to dominate in areas with higher nutrient concentrations and lower salinity than *M. leprosa* (Figure 5). In spite of this both species seemed to sites with low nutrient enrichment and salinity (Figure 5).

After applying LVM to our data, we obtained negative correlations (i.e. due to divergence in the environmental preferences of the species) for several variables (Table 4), although these were weak and not significant. Only SRP, ammonia (NH₄), chlorophyll *a* (chl *a*) and suspended solids (SSP) seemed to have some importance in explaining the co-occurrence of both species (correlations of -0.41, -0.38, -0.34 and -0.29, respectively). *M. leprosa* preferred lower ammonium, chlorophyll *a* and phosphorous concentrations; while tolerating higher SSP concentrations (highly correlated with conductivity) than *T. s. elegans* (Figure 6). Thus, the results obtained from LMV coincide with those obtained in the RDA analysis. *M. leprosa* prevails in salty places and *T. s. elegans* in eutrophic ones, although segregation is weak and both species seem to prefer sites with low nutrient concentration and salinity. The mean residual correlation average was 0.48, i.e. there was a 48% of the variation in the co-occurrence of the two species that was explained by the biotic interactions between the two species or by variables that we did not take into consideration.

The best model obtained that explain the distribution of *M. leprosa* included the following variables: NumP_0050 + MPAR_0250 + MPFD_0250 + MedPS_0250 + SEI_1000 + MPAR_1000 + ED_1000 + PSCoV_1000 + PSSD_1000 (Suppl. Materials, Table 3) (Figure 7). The model was significant ($p=0.017$) and explained 33% of total variance in the species'

distribution. None of the landscape variables at 100 m diameter buffer (for proximity or daily movements) were selected by the model. Median patch size (MedPS) and mean perimeter-area ratio (MPAR), both at 500 m diameter buffer (for movements related to the annual cycle of activity), were positively and negatively correlated to *M. leprosa* abundance, respectively. Additionally, the patch size coefficient of variance (PSCoV) at 2000 m diameter buffer was positively correlated to *M. leprosa* abundance. For *T. s. elegans* the best model to explain its distribution was SEI_0050 + NumP_0050 + PSCoV_0050 + PSSD_0050 + CA_0050 + R_1000 + MedPS_1000 (Suppl. Materials, Table 3) (Figure 7). The model was strongly significant

Station Name	Typology	Captures	
		<i>M. leprosa</i>	<i>T. s. elegans</i>
Braç de la Vidala	Irrigation channel	0	17
Canal de la Bunyola 1	Irrigation channel	0	1
Canal de la Bunyola 2	Irrigation channel	35	85
Llera Nova 1	Estuary	1	0
Llera Nova 2	Estuary	0	2
Cal Tet	Lagoon	68	7
La Murtra	Lagoon	0	9
El Remolar	Lagoon	9	2
La Ricarda	Lagoon	49	3
Riera de Sant Climent	Lagoon	0	1
Ca l'Arana	Lagoon	47	0
Can Dimoni Gran	Pond	1	12
Bassa dels Pollancre	Pond	20	5
TOTAL captures:		230	144

Table 3. Sampling stations and number of captures per species.

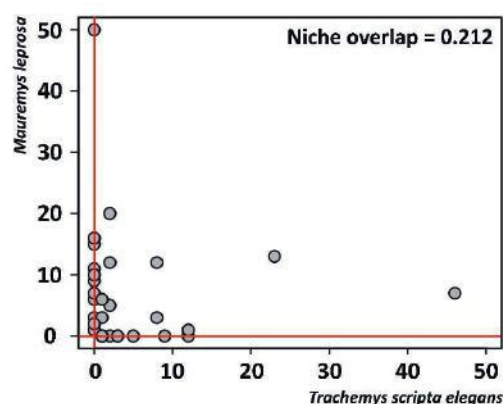


Figure 3. Abundance of each species (*M. leprosa* and *T. s. elegans*) at each sampling site in relation to each other. Zero values for each species are marked with a red line. Niche overlap between both species was calculated according to Levin's index of niche breadth (Levins, 1968) using the Schoener index (Thomas W Schoener, 1970).

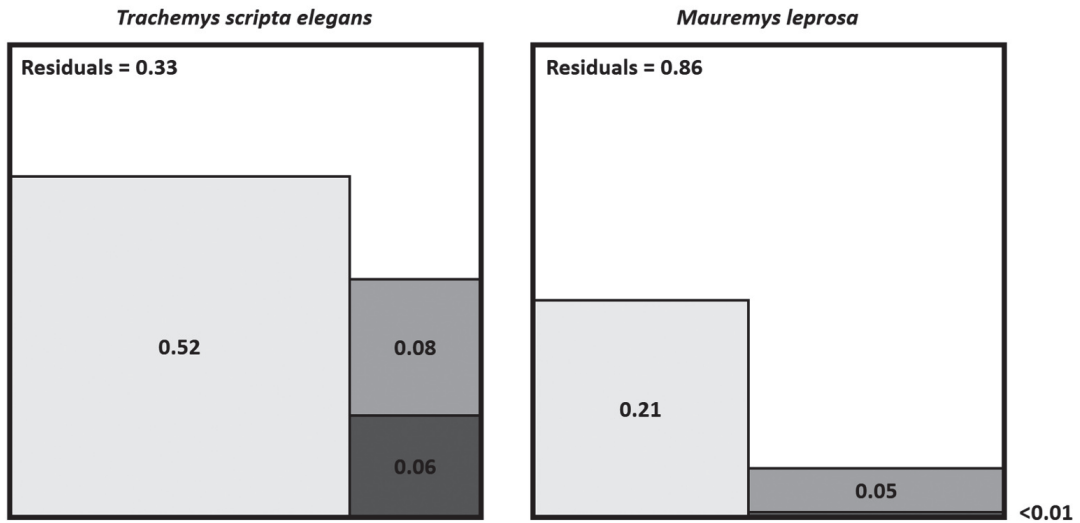


Figure 4. Percentage of variance in the distribution of each species explained by the two sets of explanatory variables (i.e. environmental and landscape variables) according to variance partitioning analysis. Pale grey: variance explained by landscape variables; Dark grey: variance explained by environmental variables; Grey: variance explained by the interaction between environmental and landscape variables

($p < 0.001$) and explained 67% of the variance in the distribution of the species. At the 100 m diameter buffer (for proximity or daily movements) Shannon's evenness index (SEI), the number of patches (NumP), the patch size standard deviation (PSSD) and the patch size coefficient of variance (PSCoV) were negatively correlated to *T. s. elegans* abundance. On the contrary, total core area (CA) showed a positive correlation. The model did not select any landscape variable at a 500 m diameter buffer (for movements related to the annual cycle of activity). Finally, at the 2000 m diameter buffer, richness (R) and median patch size (MedPS) showed a positive and negative correlation with *T. s. elegans* abundance, respectively.

4. Discussion

The niche of turtles has been mainly studied from a trophic perspective with several investigations registering segregation (Moll, 1976; Vogt and Guzman, 1988). However, given the proved importance of studying multiple niche dimensions (Lindeman, 2000), more holistic approach is recommended (e.g., Toft 1985; Fuselier and Edds 1994;

Bodie et al 2000; Marchand and Litvaitis 2004a; Conner et al 2005; Steen et al 2012). When analysing more than one niche dimension in a community, high values of pairwise overlap are often reported for one dimension that tends to be associated with low overlap values in another dimension (Schoener, 1974). This pattern is known as niche complementarity (Schoener, 1974). This presumably minimizes competition by reducing overlapping resources use in the community (Peter V Lindeman, 2000; Thomas W Schoener, 1974). In this study, we found low overlap between species in their landscape structure and environmental preferences. This could be related to overlapping niche occurring in niche dimensions that we did not explored. However, the analyzed variables explained a great proportion of the variation in the distribution of both species. The total explained variance was lower in *M. leprosa* than in *T. s. elegans*, which could be influenced by abiotic factors not considered in this study or by biotic factors such as potential competition with *T. s. elegans*. According to Lindeman (2000), interspecific competition plays a certain role in structuring the community in the use of resources.

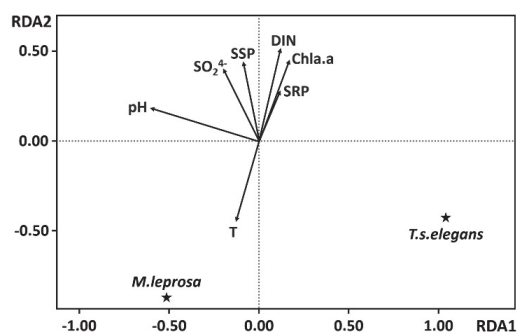


Figure 5. Biplot from redundancy analysis showing the relation of the species with the studied environmental variables. Environmental variables are represented by solid vector lines and their acronyms. Species are represented by stars and their name. T: temperature; SO_4^{2-} : Sulphates concentration; SSP: suspended solids; DIN: Dissolved inorganic nitrogen concentration; Chla.a: phytoplanktonic chlorophyll-a; SRP: Soluble reactive phosphorous concentration.

	Environmental	Residual
Chla	-0.34	-0.43
C-	-0.04	-0.45
NH_4^+	-0.38	-0.39
Ox	-0.09	-0.47
Secchi	-0.12	-0.53
Na^+	0.06	-0.48
SRP	-0.41	-0.18
SSP	-0.29	-0.46
T	-0.12	-0.40
TOC	-0.19	-0.19

Table 4. Results from latent variable models (LVM). LVMs use latent variables as a parsimonious means of modelling residual species correlation (Harris, 2015), which accounts for any residual correlation between species not attributable to spatial heterogeneity in the measured environmental variables. This correlation may be driven by biotic interactions such as competition (negative) or facilitation (positive) or alternatively to missing predictors. We show two types of correlation. The first (Environmental) is the correlation between the fitted values of the two species (Letten et al., 2015), representing the correlation between species that can be attributed to a shared/diverging environmental response. The second type of correlation was calculated using the latent variable coefficients, also known as factor loadings. It represents the correlation between species that may be attributable to biotic interactions or missing environmental covariates.

4.1. Environmental variables

The studied environmental variables can be grouped into two gradients: 1) water eutrophication (high concentrations of SRP and different forms of nitrogen) and 2) water salinity (conductivity, ion concentrations and suspended solids). In general, freshwater turtle populations would be highly conditioned by the primary production of the environment that they occupy (Aresco, 2009, 2005; Bury, 1979; Polis and Strong, 1996). Aquatic ecosystems with high levels of nutrients and organic content (and the consequent eutrophication) are rich in trophic resources. This may represent an advantage for generalist species of freshwater turtles (Lindeman, 1996; Moll, 1980; Souza and Abe, 2000). Thus, turtle abundance can be shaped by factors such as phosphorus concentration in the water and the type of primary producers (macrophytes, macroalgae or phytoplankton biomass) (Aresco, 2009). The two studied species seem to be very tolerant to eutrophication: *M. leprosa* has been reported to tolerate eutrophic waters (da Silva, 1995; Franch, 2003) and has been found in highly polluted waters (Naimi et al., 2012). Also, its sister species *M. rivulata* can have very dense populations in eutrophic wetlands (Gasith and Sidis 1984). At the same time, *T. s. elegans* has been found in polluted environments within its natural (Moll, 1980) and introduced distribution ranges (Ferronato et al., 2009; Souza and Abe, 2000). Regarding salinity, both species appear to tolerate certain degree of salinity: *M. leprosa* has been cited in brackish estuarine waters in Portugal (Malkmus, 2004) and in coastal brackish lagoons along the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula (Franch et al., 2007) and *T. s. elegans* has been found in brackish lagoons (<10 ppt) in South Carolina, USA

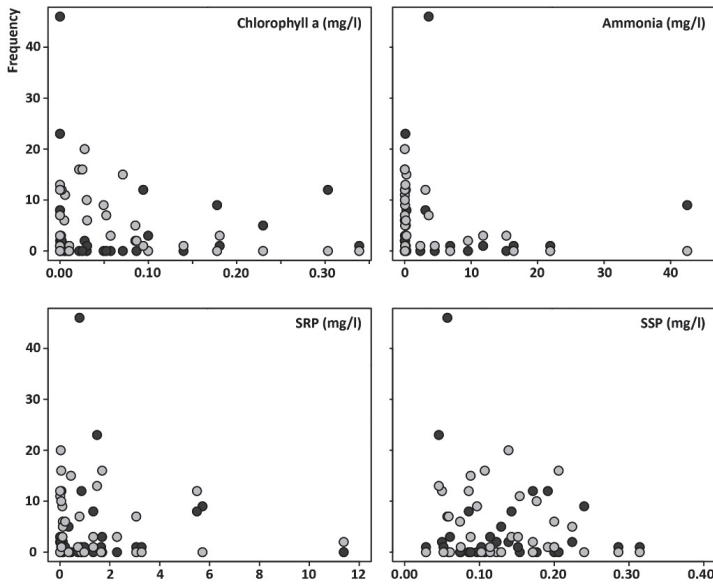


Figure 6. Species abundance along the main environmental variables (i.e. those showing statistically significant relationships with the species distribution). Pale grey: *M. leprosa*; Dark grey: *T. s. elegans*. SRP: Soluble reactive phosphorous concentration; SSP: suspended solids.

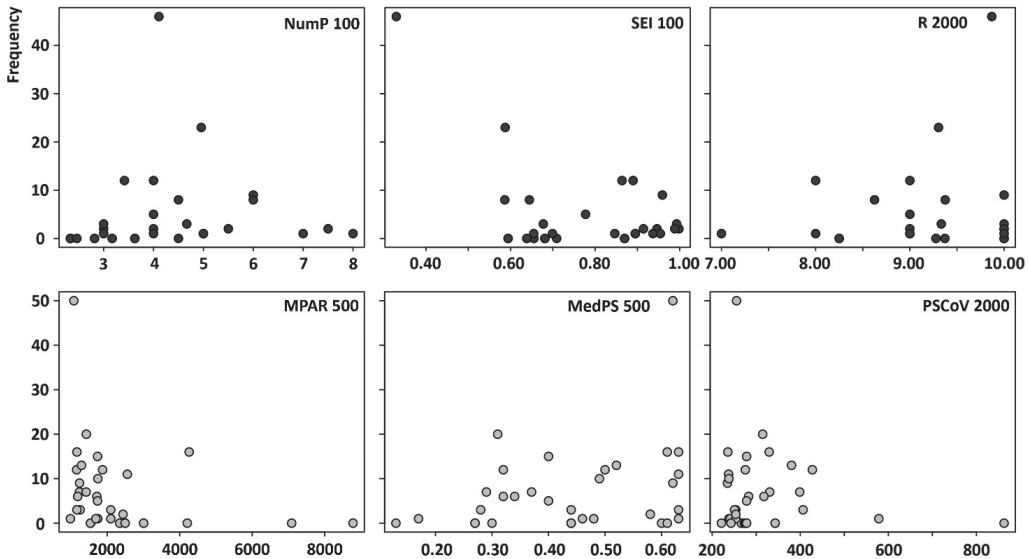


Figure 7. Abundance of *M. leprosa* (pale grey) and *T. s. elegans* (dark grey) along the main landscape variables (i.e. those showing statistically significant relationships with the species distribution). NumP: Number of Patches; SEI: Shannon's Evenness Index; R: Richness; MPA: Mean Perimeter-Area Ratio; MedPS: Median Patch Size; PSCoV: Patch Size Coefficient of Variance.

(Gibbons et al., 1979) and in environments with salinities ranging between 0.1 ‰ and 26 ‰ in China (HONG et al., 2014). Our results suggest that, although both species have wide eutrophication and salinity tolerance ranges, they show different environmental

preferences. *M. leprosa* was related to environments with more saline and less eutrophic waters whereas *T. s. elegans* was related to low salinity and high eutrophication waters, whereas. Concordantly, and in the same study area, Franch et al (2007) reported *M.*

leprosa from high salinity environments as a consequence of the presence of *T. s. elegans* in other environments with lower / moderate salinity.

4.2. Landscape structure

Landscape structure is characterized by the proportion of available habitat, the overall habitats diversity and the size and arrangement of these in the landscape (Andrén and Andren, 1994; Gustafson, 1998). The study areas has been heavily transformed by human activities causing severe habitat fragmentation and degradation affecting the landscape structure (Lloret et al., 2002). Our results indicate that both species are likely to be affected by fragmentation/alteration of the structure of the landscape at different levels and, therefore, in different movement types associated with different stages of their life cycles. The native *M. leprosa* was the least affected by landscape structure of the two studied species. At medium scale it was positively related with large patches (i.e. high MedPS) of high perimeter values or ecotone area (i.e. high MPAR). At a large scale, *M. leprosa* was benefited from a marked heterogeneity in the patches' size (i.e. high PSCoV). *T. s. elegans* abundance was negatively related with the heterogeneity and fragmentation of the surrounding landscape structure. This species prefers uniform landscape within the buffer where daily movements occur, i.e. it has a preference for low number of different patches, Shannon evenness and patch size heterogeneity. In general terms we could say that the species prefer few patches of similar size. These results are consistent with Rizkalla & Swihart (2006), who showed that the *T. s. elegans* was negatively affected by land-use diversity surrounding the wetland. Large-scale landscape structure, related to occasional or sporadic movements of the species, had a weak influence on the distribution of *T. s. elegans*. At this scale, only habitat richness was positively related with *T. s. elegans* abundance, whereas the average patch sizes showed a negative relation. Thus, it seems that at large

scales *T. s. elegans* is associated with a high diversity of habitats of small and uniform relative sizes.

Freshwater turtles are particularly vulnerable to fragmentation and its consequences (i.e. increased predation pressure or isolation) because of their life history (i.e. long juvenile period, limited fecundity, and dependence on high survival rates of adults) (Baldwin et al., 2004). Wetlands are critical for spawning, hibernation and aestivation and terrestrial dispersion of these animals, and they also provide a permanent habitat. While habitat preferences vary from one species to another, all are dependent on land connections between neighboring wetlands (Buhlmann and Gibbons, 2001; Gibbons, 2003; Semlitsch and Bodie, 2003). In the case of the Llobregat Delta aquatic habitats might play a key role in inter / intra-population connectivity, since they are present along the landscape in very different forms (e.g. irrigation channels, lagoons, ponds wetlands) and the provide simple and secure dispersal routes, although water quality tends to be very poor (CAÑEDO-ARGÜELLES and RIERADEVALL, 2009; Cañedo-Argüelles, 2009). If the study area is framed within a regional scale, beyond the geomorphological deltaic unit, the terrestrial matrix can be expected to have a greater importance as connector with the surrounding landscape. At this scale landscape structure had an opposite effect on the two studied species. Thus, for native species the negative impact can involve isolation processes and their consequences and for invasive, the positive impact can be enable natural dispersive processes allowing the geographical expansion of *T. s. elegans* with associated processes (population settlement and consolidation, competence processes with other species of native turtles, transfers of parasites / diseases, structuring impact on habitats, etc.).

4.3. Competitive exclusion

Our results suggest that there are some factors or variables with significant influence in the distribution of *M. leprosa* that we did not consider. The climatic and

environmental conditions of the study area are highly favourable to *M. leprosa*, which has expanded its distribution within the region (Franch et al., 2015). This unstudied variables could be related to the occurrence of competitive exclusion processes between the native *M. leprosa* and introduced *T. s. elegans* (Cadi and Joly, 2004). Thus, basing on our results and the available evidences, we suggest that *M. leprosa* modifies its space use in order to avoid interaction with the *T. s. elegans*. This had been previously suggested by earlier studies in the same area (Franch et al., 2007) and by field observations in Doñana National Park (Díaz-Paniagua et al., 2002). Competitive exclusion for both species has been already proved in studies under controlled conditions (Polo Cavia, 2009; Polo-Cavia et al., 2015). Several studies have tried to elucidate possible interactions between native and invasive freshwater turtles. These studies have focused on key processes of their life cycle like thermoregulation, insolation resources and rates of heat exchange, but also on direct competition for food resources, response to predation risk or chemosensory responses to the presence of other freshwater turtles (Bertolero & Busack in press; Polo Cavia 2009; Polo-Cavia et al 2015). Also, previous studies have revealed the existence of different competitive advantages of *T. s. elegans* over *M. leprosa*. It has been found that *T. s. elegans* tends to monopolize the limited appropriate sites for thermoregulation and displace native species to less suitable or suboptimal places (Cadi and Joly, 2003; Lambert et al., 2013; Polo-Cavia et al., 2010). Lower thermoregulation or performing it in suboptimal habitats can severely affect physiological efficiency (especially digestive) and, consequently, long-term survival rates (Cadi and Joly, 2004; Polo-Cavia et al., 2012). Food competition can also play a key role in the co-existence of both species. *M. leprosa* is described as an opportunistic omnivorous species with the ability to modify its diet in response to variability in trophic resources (Pérez-Santigosa et al 2011), whereas *T. s. elegans* has been described as omnivorous with high carnivorous preferences (Gibbons, 1990;

Parmenter, 1980; Prévot-Julliard et al., 2007). Under controlled conditions, *M. leprosa* access to food sources is severely restricted by *T. s. elegans*. This species has a dominant aggressive role that can seriously affect feed efficiency of *M. leprosa*, having a negative impact on their survival or reproduction (Polo-Cavia et al., 2011). Another aspect to consider is the chemosensory responses to the presence of freshwater turtles in aquatic habitats. It has been reported that *M. leprosa* prefers aquatic environments with conspecific chemical traces, avoiding those containing traces of *T. s. elegans* (Polo-Cavia et al., 2015).

5. Conclusions

Our study shows low niche overlap between native *M. leprosa* and the invasive *T. s. elegans* with clear differences in their response to environmental and landscape variables. Landscape variables had a much greater influence than environmental ones in the distribution of both species. Thus, the structure of the surrounding landscape substantially affects the distribution of the red-eared slider. In the context of habitat generalists species (da Silva, 2002; Ernst and Lovich, 2009; Franch et al., 2015; Lindeman, 1997), the presence of *M. leprosa* in high salinity and less eutrophic environments and the high unexplained variation suggest that its distribution is strongly conditioned to the presence of the invasive *T. s. elegans*. These results may have implications for the conservation of Mediterranean stripe-necked terrapin. The management of introduced sliders removing individuals from areas with less salinity may allow *M. leprosa* to recolonize areas where it has been displaced.

Acknowledgments

We thank to all collaborators of Herpetology group of Universitat de Barcelona for their help in fieldwork. Thanks to X. S. S. for greatly improving the last version of the manuscript. We are grateful to authorisations to prospect and capture turtles provided by Servei de Protecció i Gestió de la Fauna (Environmental Department of the Catalan government; SF/250 & SF/227) and Prat de Llobregat City Council, and Consorci dels Espais Naturals del Delta del

Llobregat.. Data compilation was supported by Environmental Department of the Catalan government (DMA) & Fundació Bosch i Gimpera (FBG302577) 2004-2007. MC has received funding from the People Program (Marie Curie Actions) of the Seventh Framework Program of the European Union (FP7/2007–2013) under grant agreement no. 600388 of REA (TECNIOspring Program) and the Agency for Competitiveness and Business of the Government of Catalonia, ACCIÓ.

Appendix. Supplementary data

Supplementary data associated with this article can be found after references.

References

- Akaike, H., 1998. Information Theory and an Extension of the Maximum Likelihood Principle, in: Parzen, E., Tanabe, K., Kitagawa, G. (Eds.), *Selected Papers of Hirotugu Akaike* SE - 15, Springer Series in Statistics. Springer New York, pp. 199–213. doi:10.1007/978-1-4612-1694-0_15
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and Riverscapes: The Influence of Land Use on Stream Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35, 257–284. doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.120202.110122
- Álvarez-Rogel, J., Jiménez-Cárceles, F.J., Nicolás, C.E., 2006. Phosphorus and Nitrogen Content in the Water of a Coastal Wetland in the Mar Menor Lagoon (Se Spain): Relationships With Effluents From Urban and Agricultural Areas. *Water, Air, and Soil Pollution* 173, 21–38. doi:10.1007/s11270-005-9020-y
- Álvarez-Rogel, J., Martínez-Sánchez, J.J., Blázquez, L.C., Semitiel, C.M.M., 2006. A conceptual model of salt marsh plant distribution in coastal dunes of southeastern Spain. *Wetlands* 26, 703–717. doi:10.1672/0277-5212(2006)26[703:ACMOSM]2.0.CO;2
- Anderson, R. V., Gutierrez, M.L., Romano, M.A., 2002. Turtle Habitat Use in a Reach of the Upper Mississippi River. *Journal of Freshwater Ecology*. doi:10.1080/02705060.2002.9663884
- Andrén, H., Andrén, H., 1994. Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos* 71, 355. doi:10.2307/3545823
- Aresco, M.J., 2005. Ecological relationships of turtles in northern Florida lakes: a study of omnivory and the structure of a lake food web. *researchtest.magnet.fsu.edu*.
- Aresco, M.J., 2009. Environmental Correlates of the Abundances of Three Species of Freshwater Turtles in Lakes of Northern Florida. *Copeia* 2009, 545–555. doi:10.1643/CE-08-025
- Aresco, M.J., 2010. Competitive Interactions of Two Species of Freshwater Turtles, a Generalist Omnivore and an Herbivore, Under Low Resource Conditions. *Herpetologica* 66, 259–268. doi:10.1655/09-004.1
- Arribas, Ó., 2008. Primera cita de *Trachemys emolli* (Legler, 1990) asilvestrada en la Península, Ibérica. *Boletín De La Asociacion Herpetologica Española* 115–117.
- Baldwin, E.A., Marchand, M.N., Litvaitis, J.A., 2004. Terrestrial habitat use by nesting Painted Turtles in landscapes with different levels of fragmentation. *Northeastern Naturalist* 11, 41–48. doi:10.1656/1092-6194(2004)011[0041:THUBNP]2.0.CO;2
- Ballesteros, T., Degollada, A., 1996. Distribució dels amfibis i rèptils al delta del Llobregat. SPARTINA. Butlletí naturalista del delta del Llobregat 2, 85–96.
- Betts, M.G., Fahrig, L., Hadley, A.S., Halstead, K.E., Bowman, J., Robinson, W.D., Wiens, J. a., Lindenmayer, D.B., 2014. A species-centered approach for uncovering generalities in organism responses to habitat loss and fragmentation. *Ecography* 37, 517–527. doi:10.1111/ecog.00740
- Blair, R.B., 1996. Land Use and Avian Species Diversity Along an Urban Gradient. *Ecological Applications* 6, 506–519. doi:10.2307/2269387
- Bodie, J.R., Semlitsch, R.D., 2000. Spatial and temporal use of floodplain habitats by lentic and lotic species of aquatic turtles. *Oecologia* 122, 138–146. doi:10.1007/PL00008830
- Bodie, J.R., Semlitsch, R.D., Renken, R.B., 2000. Diversity and structure of turtle assemblages: associations with wetland characters across a floodplain landscape. *Ecography* 23, 444–456. doi:10.1111/j.1600-0587.2000.tb00301.x
- Bonada, N., Cañedo-Argüelles, M., Obrador, B., Rodríguez-Lozano, P., Verkaik, I., 2015. In Memoriam : Maria Rieradevall (1960-2015). *Limnetica* 34, 1–6.
- Brinson, M.M., Malvárez, A.I., 2002. Temperate freshwater wetlands: types, status, and threats. *Environmental Conservation* 29, 115–133. doi:10.1017/S0376892902000085
- Brockie, R.E., Loope, L.L., Usher, M.B., Hamann, O., 1988. Biological invasions of island nature reserves. *Biological Conservation* 44, 9–36. doi:10.1016/0006-3207(88)90003-1
- Broennimann, O., Treier, U. a, Müller-Schärer, H., Thuiller, W., Peterson, a T., Guisan, A., 2007. Evidence of climatic niche shift during biological invasion. *Ecology letters* 10, 701–9. doi:10.1111/j.1461-0248.2007.01060.x
- Buhlmann, K.A., Gibbons, J.W., 2001. Terrestrial habitat use by aquatic turtles from a seasonally fluctuating wetland: implications for wetland conservation boundaries. *Chelonian Conservation and Biology* 4, 115–127.
- Burke, V.J., Gibbons, J.W., 1995. Terrestrial Buffer Zones and Wetland Conservation: A Case Study of Freshwater Turtles in a Carolina Bay. *Conservation Biology* 9, 1365–1369. doi:10.1046/j.1523-1739.1995.09061365.x
- Burnham, K.P., Anderson, D.R., 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2nd ed. Springer Science & Business Media.
- Bury, R., 1979. Population ecology of freshwater turtles, in: Harless, M., Morlock, H. (Eds.), *Turtles: Perspectives and Research*. Wiley, New York (USA), pp. 571–602.
- Cadi, A., Joly, P., 2003. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology* 81, 1392–1398. doi:10.1139/z03-108
- Cadi, A., Joly, P., 2004. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Biodiversity and*

- Conservation 13, 2511–2518. doi:10.1023/B:BIOC.0000048451.07820.9c
- Cañedo-Argüelles, M., 2009. Ecology of Macroinvertebrate Communities in Transitional Waters: Influence of the Environment, Response to Disturbance and Successional Processes. University of Barcelona. doi:10.13140/RG.2.1.3406.3128
- Cañedo-Argüelles, M., Rieradevall, M., 2009. Quantification of environment-driven changes in epiphytic macroinvertebrate communities associated to *Phragmites australis*. Journal of Limnology 68, 229. doi:10.4081/jlimnol.2009.229
- Capalleras, X., Carretero, M.A., 2000. Evidencia de reproducción con éxito en libertad de *Trachemys scripta* en la Península Ibérica. Boletín de la Asociación Herpetológica Española 11, 34–35.
- Chen, T.H., Lue, K.Y., 1998. Ecological notes on feral populations of *Trachemys scripta elegans* in northern Taiwan. Chelonian Conservation and Biology 3, 87–90.
- Clavero, M., García-Berthou, E., 2005. Invasive species are a leading cause of animal extinctions. Trends in Ecology & Evolution 20, 110–110. doi:10.1016/j.tree.2005.01.003
- Connell, J., 1983. On the prevalence and relative importance of interspecific competition: evidence from field experiments. American Naturalist 122, 661. doi:10.2307/2460847
- Conner, C.A., Douthitt, B.A., Ryan, T.J., 2005. Descriptive ecology of a turtle assemblage in an urban landscape. The American midland naturalist 428–435.
- Courmont, L., de Sousa, L., 2011. Plan national d'actions en faveur de l'Emyde lépreuse *Mauremys leprosa* 2012–2016.
- Cox, N., Chanson, J., Stuart, S., 2006. The Status and Distribution of Reptiles and Amphibians of the Mediterranean Basin, Distribution, IUCN Red List of Threatened Species, Mediterranean Regional Assessment. Island Press.
- Cushman, S.A., 2006. Effects of habitat loss and fragmentation on amphibians: A review and prospectus. Biological Conservation 128, 231–240. doi:10.1016/j.biocon.2005.09.031
- da Silva, E., 1995. Notes on Clutch Size and Egg Size of *Mauremys leprosa* from Spain. Journal of Herpetology 29, 484. doi:10.2307/1565008
- da Silva, E., 2002. *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812), in: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.), Atlas Y Libro Rojo de Los Anfibios Y Reptiles de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza - Asociación Herpetológica Española, Madrid, pp. 143–146.
- da Silva, E., Blasco, M., 1997. *Mauremys leprosa* (Schweiger, 1812). Galápagos leproso, in: Pleguezuelos, J.M. (Ed.), Distribución Y Biogeografía de Los Anfibios Y Reptiles En España Y Portugal. Monografías Herpetológicas, 3. Asociación Herpetológica Española, Granada, pp. 172–174.
- de Roa, E., 1994. Proyecto de reintroducción i estudi de la tortuga d'aigua ibèrica (*Mauremys leprosa*) al delta del Llobregat. Primers resultats. SPARTINA. Butlletí naturalista del delta del Llobregat 1, 21–27.
- Development Core Team, 2010. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN 3-900051-07-0, URL: <http://www.R-project.org>.
- Díaz-Paniagua, C., Marco, A., Andreu, A.C., Sánchez, C., Pena, L., Acosta, M., Molina, I., 2002. *Trachemys scripta* en Doñana, Informe no publicado. Sevilla.
- Didham, R.K., Tylianakis, J.M., Gemmell, N.J., Rand, T. a, Ewers, R.M., 2007. Interactive effects of habitat modification and species invasion on native species decline. Trends in Ecology & Evolution 22, 489–496. doi:10.1016/j.tree.2007.07.001
- Domènech, F., Marquina, R., Soler, L., Valls, L., Aznar, F.J., Fernández, M., Navarro, P., Lluch, J., 2015. Helminth fauna of the invasive American red-eared slider *Trachemys scripta* in eastern Spain: potential implications for the conservation of native terrapins. Journal of Natural History 2933, 1–15. doi:10.1080/00222933.2015.1062931
- DonnerWright, D.M., Bozek, M.A., Probst, J.R., Anderson, E.M., 1999. Responses of turtle assemblage to environmental gradients in the St. Croix River in Minnesota and Wisconsin, U.S.A. Canadian Journal of Zoology 77, 989–1000. doi:10.1139/z99-068
- Đorđević, S., Marko, A., 2015. Possible reproduction of the red-eared slider, *Trachemys scripta elegans* (Reptilia : Testudines : Emydidae), in Serbia, under natural conditions. Hyla 2015, 44–49.
- Duncan, R.P., 1997. The Role of Competition and Introduction Effort in the Success of Passeriform Birds Introduced to New Zealand. The American Naturalist 149, 903–915. doi:10.1086/286029
- Ehrlich, P.R., 1989. Attributes of invaders and the invading processes: vertebrates, in: Drake, J.A., Mooney, H.A., Castri, F. di, Groves, R.H., Kruger, F.J., Rejmánek, M., Williamson, M. (Eds.), Biological Invasions: A Global Perspective. John Wiley and Sons, Chichester, UK, pp. 315–328.
- Ernst, C.H., Lovich, J.E., 2009. Turtles of the United States and Canada, Turtles of the United States and Canada. Johns Hopkins University Press.
- ESRI, 2013. ArcGIS 10.2 Released. Support Services Blog. [WWW Document]. URL <https://blogs.esri.com/esri/supportcenter/2013/07/31/arcgis-10-2-released/>
- Etienne, R.S., Heesterbeek, J.A.P., 2001. Rules of Thumb for Conservation of Metapopulations Based on a Stochastic Winking Patch Model. The American Naturalist 158, 389–407. doi:10.1086/321986
- Ferronato, B.O., Marques, T.S., Guardia, I., Longo, A.L.B., Piña, C.I., Bertoluci, J., Verdade, L.M., Pina, C.I., Bertoluci, J., Verdade, L.M., 2009. The turtle *Trachemys scripta elegans* (Testudines, Emydidae) as an invasive species in a polluted stream of southeastern Brazil. Herpetological Bulletin 109, 29–34.
- Ficetola, G.F., Marziali, L., Rossaro, B., De Bernardi, F., Padoa-Schioppa, E., 2011. Landscape-stream interactions and habitat conservation for amphibians. Ecological applications : a publication of the Ecological Society of America 21, 1272–82.
- Ficetola, G.F., Padoa-Schioppa, E., De Bernardi, F., 2009. Influence of landscape elements in riparian buffers on the conservation of semiaquatic amphibians. Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology 23, 114–23. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.01081.x
- Fine, P.V. a., 2002. The invasibility of tropical forests by exotic plants. Journal of Tropical Ecology 18, 687–705.

- doi:10.1017/S0266467402002456
- Finlayson, C.M., Rea, N., 1999. Reasons for the loss and degradation of Australian wetlands. *Wetlands Ecology and Management* 7, 1–11. doi:10.1023/A:1008495619951
- Finlayson, M.C., 2012. Forty years of wetland conservation and wise use. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 22, 139–143. doi:10.1002/aqc.2233
- Franch, M., 2003. Caracterització de la tortuga de rierol *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) a l'Alt Empordà: biometria i cicle biològic. Barcelona. doi:10.13140/RG.2.1.3584.8405
- Franch, M., 2005. Trets bàsics de la biologia de la tortuga de rierol (*Mauremys leprosa* Schweigger, 1812) i la tortuga de tempes roges (*Trachemys scripta elegans* Wied, 1838) al delta del Llobregat: Implicacions en la gestió d'espècies. University of Barcelona. doi:10.13140/RG.2.1.1061.7048
- Franch, M., Llorente, G.A., Montori, A., 2007. Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el Delta del Llobregat (NE Ibérico). Invasiones biológicas: un factor del cambio global. EEI 2006 actualización de conocimientos. 2.º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras “EEI 2006”. GEIB, Serie Técnica N.º 3, 280 pp. 85–101.
- Franch, M., Montori, A., Sillero, N., Llorente, G.A., 2015. Temporal analysis of *Mauremys leprosa* (Testudines, Geoemydidae) distribution in northeastern Iberia: unusual increase in the distribution of a native species. *Hydrobiologia* 757, 129–142. doi:10.1007/s10750-015-2247-8
- Fuselier, L., Edds, D., 1994. Habitat Partitioning among Three Sympatric Species of Map Turtles, Genus *Graptemys*. *Journal of Herpetology* 28, 154–158. doi:10.2307/1564614
- García-Díaz, P., Ross, J. V., Ayres, C., Cassey, P., 2015. Understanding the biological invasion risk posed by the global wildlife trade: propagule pressure drives the introduction and establishment of Nearctic turtles. *Global Change Biology* 21, 1078–1091. doi:10.1111/gcb.12790
- Gasith, A., Sidis, I., 1984. Polluted water bodies, the main habitat of the Caspian terrapin (*Mauremys caspica rivulata*) in Israel. *COPEIA* 1984, 216–219.
- Geniez, P., Cheylan, M., 2012. Les Amphibiens et les Reptiles du Languedoc-Roussillon et régions limitrophes. Atlas biogéographique (Inventaires & biodiversité, 3). Muséum national d'Histoire naturelle & Biotope, Paris (France).
- Gibbons, J.W., 1990. The Slider Turtle, in: Gibbons, J.W. (Ed.), *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Smithsonian Institution Press., Washington, D. C., pp. 3–18.
- Gibbons, J.W., Avery, H.W., 2000. Life history and ecology of the slider turtle, 2nd Edition. ed. Smithsonian Institution Press Washington, DC.
- Gibbons, J.W., Greene, J.L., Congdon, J.D., 1990. Temporal and Spatial Movement Patterns of Sliders and Other Turtles, in: Gibbons, J.W. (Ed.), *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Smithsonian Institution Press., Washington, D. C., pp. 201–215.
- Gibbons, J.W., Keaton, G.H., Schuhauer, J.P., Greene, J.L., Bennett, D.P., McAuliffe, J.R., Sharitz, R.R., 1979. Unusual population size structure in freshwater turtles on Barrier Islands. *Ga J Sci* 37, 155–159.
- Gibbons, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., Winne, C.T., Gibbon, J.W., Scott, D.E., Ryan, T.J., Buhlmann, K.A., Tuberville, T.D., Metts, B.S., Greene, J.L., Mills, T., Leiden, Y., Poppy, S., Winne, C.T., 2000. The Global Decline of Reptiles, Déjà Vu Amphibians. *BioScience* 50, 653. doi:10.1641/0006-3568(2000)050[0653:TGDORD]2.0.CO;2
- Gibbons, J.W.J.W., 2003. Terrestrial habitat: A vital component for herpetofauna of isolated wetlands. *Wetlands* 23, 630–635. doi:10.1672/0277-5212(2003)023[0630:THAVCF]2.0.CO;2
- Gibbs, J.P., 2000. Wetland Loss and Biodiversity Conservation. *Conservation Biology* 14, 314–317. doi:10.1046/j.1523-1739.2000.98608.x
- Gibbs, J.P., Shriver, W.G., 2002. Estimating the Effects of Road Mortality on Turtle Populations. *Conservation Biology* 6, 1647–1652.
- Goheen, J.R., Swihart, R.K., Gehring, T.M., Miller, M.S., 2003. Forces structuring tree squirrel communities in landscapes fragmented by agriculture: species differences in perceptions of forest connectivity and carrying capacity. *Oikos* 102, 95–103. doi:10.1034/j.1600-0706.2003.12336.x
- Gomes, L., Grilo, C., Silva, C., Mira, A., 2009. Identification methods and deterministic factors of owl roadkill hotspot locations in Mediterranean landscapes. *Ecological research* 355–370. doi:10.1007/s11284-008-0515-z
- Griffen, B.D., Altman, I., Bess, B.M., Hurley, J., Penfield, A., 2012. The role of foraging in the success of invasive Asian shore crabs in New England. *Biological Invasions* 14, 2545–2558. doi:10.1007/s10530-012-0251-8
- Gurevitch, J., Padilla, D., 2004. Are invasive species a major cause of extinctions? *Trends in Ecology & Evolution* 19, 470–474. doi:10.1016/j.tree.2004.07.005
- Gustafson, E.J., 1998. Quantifying Landscape Spatial Pattern: What Is the State of the Art? *Ecosystems* 1, 143–156. doi:10.1007/s100219900011
- Hamer, A.J., McDonnell, M.J., 2008. Amphibian ecology and conservation in the urbanising world: A review. *Biological Conservation* 141, 2432–2449. doi:10.1016/j.biocon.2008.07.020
- Hanski, I., 1998. Metapopulation dynamics. *Nature* 396, 41–49. doi:10.1038/23876
- Harris, D.J., 2015. Generating realistic assemblages with a joint species distribution model. *Methods in Ecology and Evolution* 6, 465–473. doi:10.1111/2041-210X.12332
- Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., Pérez-Santigosa, N., de Frutos-Escobar, C., Herrero-Herrero, A., 2008. *Salmonella* in free-living exotic and native turtles and in pet exotic turtles from SW Spain. *Research in Veterinary Science* 85, 449–452. doi:10.1016/j.rvsc.2008.01.011
- Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., Ribas, A., Florencio, M., Pérez-Santigosa, N., Casanova, J.C., 2009. Helminth communities of the exotic introduced turtle, *Trachemys scripta elegans* in southwestern Spain: Transmission from native turtles. *Research in Veterinary Science* 86, 463–465.
- Hobbs, R.J., 2000. Invasive Species in a Changing World, in: Mooney, H.A., Hobbs, R.J. (Eds.), *Invasive Species in a Changing World*. Island Press, p. 457.
- Holt, R.D., 2009. Bringing the Hutchinsonian niche into the 21st century: Ecological and evolutionary perspectives. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 106,

- 19659–19665. doi:10.1073/pnas.0905137106
- Hong, M., Zhang, K., Shu, C., Xie, D., Shi, H., 2014. Effect of Salinity on the Survival, Ions and Urea Modulation in Red-eared Slider (*Trachemys scripta elegans*). Asian Herpetological Research 5, 128. doi:10.3724/SP.J.1245.2014.00128
- Hutchinson, G.E., 1957. Concluding Remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology 22, 415–427. doi:10.1101/SQB.1957.022.01.039
- Ibáñez, J.J., Burriel, J.Á., 2010. Mapa de cubiertas del suelo de Cataluña: características de la tercera edición y relación con SIOSE. Tecnologías de la Información Geográfica: La Información Geográfica al servicio de los ciudadanos 3, 179–198.
- Keller, C., 1997. Ecología de poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* en el Parque Nacional de Doñana. Universidad de Sevilla (Spain).
- Keller, C., Busack, S.D., 2001. *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812)—Maurische Bachschildkröte. Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas 3, 57–88.
- Kolozsvary, M.B., Swihart, R.K., 1999. Habitat fragmentation and the distribution of amphibians: patch and landscape correlates in farmland. Canadian Journal of Zoology 77, 1288–1299. doi:10.1139/z99-102
- Kraus, F., 2009. Alien Reptiles and Amphibians. Springer Netherlands, Dordrecht. doi:10.1007/978-1-4020-8946-6
- Lambert, M.R., Nielsen, S.N., Wright, A.N., Thomson, R.C., Shaffer, H.B., 2013. Habitat Features Determine the Basking Distribution of Introduced Red-Eared Sliders and Native Western Pond Turtles. Chelonian Conservation and Biology 12, 192–199. doi:10.2744/CCB-1010.1
- Legendre, P., Legendre, L., 2012. Numerical ecology, 3rd ed, Numerical Ecology Second English Edition, Developments in Environmental Modelling. Elsevier Science.
- Letten, A.D., Keith, D. a., Tozer, M.G., Hui, F.K.C., 2015. Fine-scale hydrological niche differentiation through the lens of multi-species co-occurrence models. Journal of Ecology 103, 1264–1275. doi:10.1111/1365-2745.12428
- Lever, C., 2003. Naturalized Reptiles and Amphibians of the World, Oxford biology readers. Oxford University Press.
- Levins, R., 1968. Evolution in changing environments: some theoretical explorations, Monographs in population biology no. 2, Monographs in population biology. Princeton University Press. doi:citeulike-article-id:4401006
- LIFE-Trachemys, 2012. Memoria intermedia de actuaciones. Años 2011–2012. Informes LIFE-Trachemys n° 14.
- Lindeman, P. V., 1997. A comparative spotting-scope study of the distribution and relative abundance of River Cooters (*Pseudemys concinna*) in Western Kentucky and Southern Mississippi. Chelonian Conservation and Biology 2, 378–383.
- Lindeman, P. V., 2000. Resource use of five sympatric turtle species: effects of competition, phylogeny, and morphology. Canadian Journal of Zoology 78, 992–1008. doi:10.1139/z00-013
- Lindeman, P., 1996. Comparative life history of painted turtles (*Chrysemys picta*) in two habitats in the inland Pacific Northwest. Copeia 114–130.
- Lloret, F., Calvo, E., Pons, X., Díaz-Delgado, R., 2002. Wildfires and landscape patterns in the Eastern Iberian Peninsula. Landscape Ecology 17, 745–759. doi:10.1023/A:1022966930861
- Lodge, D.M., 1993. Biological invasions: Lessons for ecology. Trends in Ecology & Evolution 8, 133–137. doi:10.1016/0169-5347(93)90025-K
- Lovich, J.E., 1995. Turtles, in: LaRoe, E.T., G.S. Farris, C.E. Puckett, P.D. Doran, and M.J. Mac (Ed.), Our Living Resources: A Report to the Nation on the Distribution, Abundance, and Health of U.S. Plants, Animals, and Ecosystems. U.S. Dept. of the Interior, National Biological Service, Washington, DC :, p. 548. doi:10.5962/bhl.title.4172
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M., 2000. 100 of the world's worst invasive alien species: a selection from the global invasive species database. Invasive Species Specialist Group, Auckland, New Zealand.
- Luiselli, L., Capula, M., Capizzi, D., Filippi, E., Trujillo Jesus, V., Anibaldi, C., 1997. Problems for conservation of pond turtles (*Emys orbicularis*) in central Italy: is the introduced red-eared turtle (*Trachemys scripta*) a serious threat? Chelonian Conservation Biology 2, 417–419.
- Mack, R.N., Simberloff, D., Mark Lonsdale, W., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. Ecological Applications 10, 689–710. doi:10.1890/1051-0761(2000)010[0689:BICEGC]2.0.CO;2
- Malkmus, R., 2004. Amphibians and Reptiles of Portugal, Madeira and the Azores-Archipelago: Distribution and Natural History Notes. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Königstein (Germany).
- Maltby, E., 1991. Wetland management goals: wise use and conservation. Landscape and Urban Planning 20, 9–18. doi:10.1016/0169-2046(91)90085-Z
- Marchand, M.N., Litvaitis, J.A., 2004a. Effects of Habitat Features and Landscape Composition on the Population Structure of a Common Aquatic Turtle in a Region Undergoing Rapid Development. Conservation Biology 18, 758–767. doi:10.1111/j.1523-1739.2004.00019.x
- Marchand, M.N., Litvaitis, J.A., 2004b. Effects of landscape composition, habitat features, and nest distribution on predation rates of simulated turtle nests. Biological Conservation 117, 243–251. doi:10.1016/j.biocon.2003.07.003
- Martínez-Silvestre, A., Soler-Massana, J., Solé, R., Medina, D., 2001. Reproducción de quelonios alóctonos en Cataluña en condiciones naturales. Boletín de la Asociación Herpetológica Española 12, 41–43.
- Marvier, M., Kareiva, P., Neubert, M.G., 2004. Habitat Destruction, Fragmentation, and Disturbance Promote Invasion by Habitat Generalists in a Multispecies Metapopulation. Risk Analysis 24, 869–878. doi:10.1111/j.0272-4332.2004.00485.x
- McGeoch, M. a., Butchart, S.H.M., Spear, D., Marais, E., Kleynhans, E.J., Symes, A., Chanson, J., Hoffmann, M., 2010. Global indicators of biological invasion: species numbers, biodiversity impact and policy responses. Diversity and Distributions 16, 95–108. doi:10.1111/j.1472-4642.2009.00633.x
- Meyer, L., Preez, L. Du, Bonneau, E., Héritier, L., Franch, M., Valdeón, A., Sadaoui, A., Kechemir-issad, N., Palacios, C., Verneau, O., 2015. Parasite host-switching from the invasive

- American red-eared slider, *Trachemys scripta elegans*, to the native Mediterranean pond turtle, *Mauremys leprosa*, in natural environments. *Aquatic Invasions* 10, 79–91. doi:10.3391/ai.2015.10.1.08
- Mitsch, W.J., Gosselink, J.G., 2015. *Wetlands*, 5th ed. Wiley.
- Moll, D., 1976. Food and Feeding Strategies of the Ouachita Map Turtle (*Gratemys pseudogeographica ouachitensis*). *American Midland Naturalist* 96, 478. doi:10.2307/2424089
- Moll, D., 1980. Dirty river turtles. *Natural History* 89, 42.
- Moll, D., Moll, E.O., 2004. *The Ecology, Exploitation and Conservation of River Turtles*. Oxford University Press.
- Monti, G., Padoa-Schioppa, E., 2003. First record of reproduction of *Trachemys scripta* in the Po Delta. *webalice.it* 5, 125–128.
- Mooney, H.A., Cleland, E.E., 2001. The evolutionary impact of invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 98, 5446–5451. doi:10.1073/pnas.091093398
- Moreno, D., Pedrocchi, C., Comín, F.A., García, M., Cabezas, A., 2007. Creating wetlands for the improvement of water quality and landscape restoration in semi-arid zones degraded by intensive agricultural use. *Ecological Engineering* 30, 103–111. doi:10.1016/j.ecoleng.2006.07.001
- Naimi, M., Znari, M., Lovich, J.E., Feddadi, Y., Baamrane, M.A.A., 2012. Clutch and egg allometry of the turtle *Mauremys leprosa* (Chelonia: Geoemydidae) from a polluted peri-urban river in west-central Morocco. *Herpetological Journal* 22, 43–49.
- Newsome, A.E., Noble, I.R., 1986. Ecological and physiological characters of invading species., in: Groves, R.H., Burdon, J.J. (Eds.), *Ecology of Biological Invasions*. Cambridge University Press, Cambridge, UK., pp. 1–20.
- O'Connor, R.J., Usher, M.B., Gibbs, A., Brown, K.C., 1986. Biological Characteristics of Invaders among Bird Species in Britain [and Discussion]. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 314, 583–598. doi:10.1098/rstb.1986.0074
- Pacala, S., Roughgarden, J., 1982. Resource Partitioning and Interspecific Competition in Two Two-Species Insular Anolis Lizard Communities. *Science* 217, 444–446. doi:10.1126/science.217.4558.444
- Parmenter, R.R., 1980. Effects of Food Availability and Water Temperature on the Feeding Ecology of Pond Sliders (*Chrysemys s. scripta*). *Copeia* 1980, 503. doi:10.2307/1444528
- Paudel, S., Yuan, F., 2012. Assessing landscape changes and dynamics using patch analysis and GIS modeling. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation* 16, 66–76. doi:10.1016/j.jag.2011.12.003
- Pearson, S.H., Avery, H.W., Spotila, J.R., 2015. Juvenile invasive red-eared slider turtles negatively impact the growth of native turtles: Implications for global freshwater turtle populations. *Biological Conservation* 186, 115–121. doi:10.1016/j.biocon.2015.03.001
- Peres-Neto, P.R., Legendre, P., Dray, S., Borcard, D., 2006. Variation partitioning of species data matrices: estimation and comparison of fractions. *Ecology* 87, 2614–2625. doi:10.1890/0012-9658(2006)87[2614:VPOSDM]2.0.CO;2
- Pérez-Santigosa, N., Díaz-Paniagua, C., Hidalgo-Vila, J., 2008. The reproductive ecology of exotic *Trachemys scripta elegans* in an invaded area of southern Europe. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 18, 1302–1310. doi:10.1002/aqc.974
- Pérez-Santigosa, N., Díaz-Paniagua, C., Hidalgo-Vila, J., Marco, A., Andreu, A., Porthault, A., 2006. Características de dos poblaciones reproductoras del galapago de Florida, *Trachemys scripta elegans*, en el suroeste de España. *Revista Española de Herpetología* 20, 5–16.
- Pérez-Santigosa, N., Florencio, M., Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., 2011. Does the exotic invader turtle, *Trachemys scripta elegans*, compete for food with coexisting native turtles? *Amphibia-Reptilia* 32, 167–175. doi:10.1163/017353710X552795
- Pérez-Santigosa, N., Hidalgo-Vila, J., Díaz-Paniagua, C., 2013. Comparing activity patterns and aquatic home range areas among exotic and native turtles in southern Spain. *Chelonian Conservation and Biology* 12, 313–319. doi:10.2744/CCB-1028.1
- Pleguezuelos, J.M., 2002. Las especies introducidas de Anfibios y Reptiles, in: Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M. (Eds.), *Atlas Y Libro Rojo de Los Anfibios Y Reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid, pp. 501–532.
- Pleguezuelos, J.M., Feriche, M., 2003. *Anfibios y reptiles*. Diputación de Granada.
- Pleguezuelos, J.M., Márquez, R., Lizana, M., 2002. *Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España*. Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid.
- Plummer, M., 2003. JAGS: A program for analysis of Bayesian graphical models using Gibbs sampling, in: *Proceedings of the 3rd International Workshop on Distributed Statistical Computing (DSC 2003)*. Technische Universität Wien, pp. 20–22.
- Polis, G.A., Strong, D.R., 1996. Food Web Complexity and Community Dynamics. *The American Naturalist* 147, 813–846.
- Polo Cavia, N., 2009. Factores que afectan a la competencia entre el galápagos leproso (*Mauremys leprosa*) y el introducido galápagos de Florida (*Trachemys scripta*). Consejo Superior de Investigaciones Científicas (España).
- Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J., 2009. Interspecific differences in heat exchange rates may affect competition between introduced and native freshwater turtles. *Biological Invasions* 11, 1755–1765. doi:10.1007/s10530-008-9355-6
- Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J., 2010. Competitive interactions during basking between native and invasive freshwater turtle species. *Biological Invasions* 12, 2141–2152. doi:10.1007/s10530-009-9615-0
- Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J., 2011. Aggressive interactions during feeding between native and invasive freshwater turtles. *Biological Invasions* 13, 1387–1396. doi:10.1007/s10530-010-9897-2
- Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J., 2012. Effects of body temperature on righting performance of native and invasive freshwater turtles: Consequences for competition. *Physiology & Behavior* 108, 28–33. doi:10.1016/j.physbeh.2012.10.002
- Polo-Cavia, N., López, P., Martín, J., 2015. Interference competition between native Iberian turtles and the exotic *Trachemys*

- scripta*. Basic and Applied Herpetology 28, 5–20. doi:10.11160/bah.13014
- Pouteau, R., Hulme, P.E., Duncan, R.P., 2015. Widespread native and alien plant species occupy different habitats. *Ecography* 38, 462–471. doi:10.1111/ecog.00963
- Prévot-Julliard, A.-C., Gousset, E., Archinard, C., Cadi, A., Girondot, M., 2007. Pets and invasion risks: is the Slider turtle strictly carnivorous? *Amphibia-Reptilia* 28, 139–143. doi:10.1163/156853807779799036
- QGIS Development Team, 2014. QGIS 2.4.0 Chugiak. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. [WWW Document]. URL <https://www.qgis.org/en/site/index.html>
- Quesnelle, P.E., Lindsay, K.E., Fahrig, L., 2015. Relative effects of landscape-scale wetland amount and landscape matrix quality on wetland vertebrates: a meta-analysis. *Ecological Applications* 25, 812–825. doi:10.1890/14-0362.1
- Ramos, S., Franch, M., Llorente, G.A., Montori, A., 2009. Morphometry and biological cycle of a European pond turtle (*Emys orbicularis*) population from north-eastern Spain. *Revista Española de Herpetología* 23, 117–128.
- Ramsay, N.F., Ng, P.K.A., O’Riordan, R.M., Chou, L.M., 2007. The red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) in Asia: a review, in: Gherardi, F. (Ed.), *Biological Invaders in Inland Waters: Profiles, Distribution, and Threats*. Springer, pp. 161–174.
- Real, R., Márquez, A.L., Estrada, A., Muñoz, A.R., Vargas, J.M., 2008. Modelling chorotypes of invasive vertebrates in mainland Spain. *Diversity and Distributions* 14, 364–373. doi:10.1111/j.1472-4642.2007.00419.x
- Rejmánek, M., 2000. Invasive plants: approaches and predictions. *Austral Ecology* 25, 497–506. doi:10.1046/j.1442-9993.2000.01080.x
- Rempel, R., Kaukinen, D., Carr, A.P., 2012. Patch Analyst. Ontario Ministry of Natural Resources. Centre for Northern Forest Ecosystem Research, Thunder Bay, Ontario 1–15.
- Ricciardi, A., 2013. Invasive Species, in: Leemans, R. (Ed.), *Ecological Systems*. Springer New York, New York, NY, pp. 161–178. doi:10.1007/978-1-4614-5755-8_10
- Richardson, D.M., Pyšek, P., 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30, 409–431. doi:10.1191/0309133306pp490pr
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Panetta, F.D., West, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity Distributions* 6, 93–107. doi:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x
- Rivera, X., Escoriza, D., Maluquer-Margalef, J., Arribas, O., Carranza, S., 2011. *Amfibis i rèptils de Catalunya, País Valencià i Balears*. Lynx Edicions & Societat Catalana d’Herpetologia, Bellaterra.
- Rodda, G., Tyrrell, C., 2008. Introduced species that invade and species that thrive in town: Are these two groups cut from the same cloth. *Urban herpetology*. Salt Lake City, Utah: SSAR ... 321–336.
- Roe, J.H., Georges, A., 2007. Heterogeneous wetland complexes, buffer zones, and travel corridors: Landscape management for freshwater reptiles. *Biological Conservation* 135, 67–76. doi:10.1016/j.biocon.2006.09.019
- Romero, D., Báez, J.C., Ferri, F., Bellido, J.J., Castillo, J.J., Real, R., 2011. Nuevas citas de *Mauremys leprosa* y *Trachemys scripta* en la provincia de Málaga. *Boletín de la Asociación Herpetológica Española* 22, 104–107.
- Romero, D., Báez, J.C., Ferri-Yáñez, F., Bellido, J.J., Real, R., 2014. Modelling favourability for invasive species encroachment to identify areas of native species vulnerability. *The Scientific World Journal* 2014, 519710. doi:10.1155/2014/519710
- Rybicki, J., Hanski, I., 2013. Species-area relationships and extinctions caused by habitat loss and fragmentation. *Ecology Letters* 16, 27–38. doi:10.1111/ele.12065
- Sacasa i Lluís, J., 2007. *Geografia de Catalunya*, Cavall Bernat. Publicacions de l’Abadia de Montserrat.
- Sakai, A.K., Allendorf, F.W., Holt, J.S., Lodge, D.M., Molofsky, J., With, K. a, Baughman, S., Cabin, R.J., Cohen, J.E., Ellstrand, N.C., Mccauley, D.E., Neil, P.O., Parker, I.M., Thompson, J.N., Weller, S.G., 2001. The population biology of invasive species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 32, 305–332.
- Sánchez-Carrillo, S., Angeler, D.G., 2012. Ecology of Threatened Semi-Arid Wetlands: Long-Term Research in Las Tablas de Daimiel, Wetlands: Ecology, Conservation and Management, Wetlands: Ecology, Conservation and Management. Springer Netherlands.
- Sancho, V., Lacombe, I., Ramia, F., Baraller, J.V., Corteza, A., 2005. Reproduction of *Trachemys scripta elegans* in Valencia Region (East Spain), in: Generalitat Valenciana Conselleria de Territori i Habitatge (Ed.), *Abstract IV International Symposium on Emys Orbicularis*. Valencia (SPAIN), p. 10.
- Sanders, N.J., Gotelli, N.J., Heller, N.E., Gordon, D.M., 2003. Community disassembly by an invasive species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100, 2474–2477. doi:10.1073/pnas.0437913100
- Schnell, J.K., Harris, G.M., Pimm, S.L., Russell, G.J., 2013. Estimating Extinction Risk with Metapopulation Models of Large-Scale Fragmentation. *Conservation Biology* 27, 520–530. doi:10.1111/cobi.12047
- Schoener, T.W., 1970. Nonsynchronous Spatial Overlap of Lizards in Patchy Habitats. *Ecology* 51, 408. doi:10.2307/1935376
- Schoener, T.W., 1974. Resource Partitioning in Ecological Communities. *Science* 185, 27–39. doi:10.1126/science.185.4145.27
- Schoener, T.W., 1983. Field Experiments on Interspecific Competition. *The American Naturalist* 122, 240–285. doi:10.2307/2678832
- Schubauer, J.P., Gibbons, J.W., Spotila, J.R., 1990. Home Range and Movement Patterns of Slider Turtles Inhabiting Par Pond, in: Gibbons, J.W. (Ed.), *Life History and Ecology of the Slider Turtle*. Washington, D. C., pp. 223–232.
- Seabloom, E.W., Harpole, W.S., Reichman, O.J., Tilman, D., 2003. Invasion, competitive dominance, and resource use by exotic and native California grassland species. *Proceedings of the National Academy of Sciences* 100, 13384–13389. doi:10.1073/pnas.1835728100
- Semlitsch, R.D., 1998. Biological Delineation of Terrestrial Buffer Zones for Pond-Breeding Salamanders. *Conservation Biology* 12, 1113–1119. doi:10.1046/j.1523-1739.1998.97274.x
- Semlitsch, R.D., Bodie, J.R., 1998. Are Small, Isolated Wetlands Expendable? *Conservation Biology* 12, 1129–1133.

- doi:10.1046/j.1523-1739.1998.98166.x
- Semlitsch, R.D., Bodie, J.R., 2003. Biological Criteria for Buffer Zones around Wetlands and Riparian Habitats for Amphibians and Reptiles. *Conservation Biology* 17, 1219–1228. doi:10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x
- Semlitsch, R.D., Jensen, J.B., 2001. Core habitat, not buffer zone. *National wetlands ...* 23, 4–6.
- Silbernagel, C., Clifford, D., Bettaso, J., Worth, S., Foley, J., 2013. Prevalence of selected pathogens in western pond turtles and sympatric introduced red-eared sliders in California, USA. *Diseases of Aquatic Organisms* 107, 37–47. doi:10.3354/dao02663
- Simberloff, D., Martin, J.-L., Genovesi, P., Maris, V., Wardle, D.A., Aronson, J., Courchamp, F., Galil, B., García-Berthou, E., Pascal, M., Pyšek, P., Sousa, R., Tabacchi, E., Vilà, M., 2013. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. *Trends in Ecology & Evolution* 28, 58–66. doi:10.1016/j.tree.2012.07.013
- Sindaco, R., 2006. *Atlante degli anfibi e dei rettili d'Italia: Atlas of Italian amphibians and reptiles*. Polistampa.
- Sol, D., 2007. Do Successful Invaders Exist? Pre-Adaptations to Novel Environments in Terrestrial Vertebrates, in: Nentwig, W. (Ed.), *Biological Invasions, Ecological Studies*. Springer Berlin Heidelberg, Berlin, Heidelberg, pp. 127–141. doi:10.1007/978-3-540-36920-2_8
- Souza, F.L., Abe, A.S., 2000. Feeding ecology, density and biomass of the freshwater turtle, *Phrynops geoffroanus*, inhabiting a polluted urban river in south-eastern Brazil. *Journal of Zoology* 252, 437–446. doi:10.1111/j.1469-7998.2000.tb01226.x
- Steen, D.A., Gibbs, J.P., Buhlmann, K.A., Carr, J.L., Compton, B.W., Congdon, J.D., Doody, J.S., Godwin, J.C., Holcomb, K.L., Jackson, D.R., Janzen, F.J., Johnson, G., Jones, M.T., Lamer, J.T., Langen, T.A., Plummer, M.V., Rowe, J.W., Saumure, R.A., Tucker, J.K., Wilson, D.S., 2012. Terrestrial habitat requirements of nesting freshwater turtles. *Biological Conservation* 150, 121–128. doi:10.1016/j.biocon.2012.03.012
- Stohlgren, T.J., Schnase, J.L., 2006. Risk Analysis for Biological Hazards: What We Need to Know about Invasive Species. *Risk Analysis* 26, 163–173. doi:10.1111/j.1539-6924.2006.00707.x
- Swihart, R.K., Gehring, T.M., Kolozsvary, M.B., Nupp, T.E., 2002. Responses of “resistant” vertebrates to habitat loss and fragmentation: the importance of niche breadth and range boundaries. *Diversity and Distributions* 9, 1–18. doi:10.1046/j.1472-4642.2003.00158.x
- Tabachnick, B.G., Fidell, L.S., 2012. *Using multivariate statistics*, 6th ed. Pearson.
- Teillac-Deschamps, P., Delmas, V., Lorrillière, R., Servais, V., Cadi, A., Prévot-Julliard, A.-C., 2008. Red-eared slider turtles (*Trachemys scripta elegans*) introduced to french urban wetlands: an integrated research and conservation program, in: Mitchell, J.C., Brown, R.E.J., Bartholomew, B. (Eds.), *Urban Herpetology. Society for the Study of Amphibians and Reptiles*, pp. 535–538. doi:10.1017/CBO9781107415324.004
- Toft, C.A., 1985. Resource Partitioning in Amphibians and Reptiles. *Copeia* 1985, 1. doi:10.2307/1444785
- Turner, R.K., van den Bergh, J.C.J.M., Söderqvist, T., Barendregt, A., van der Straaten, J., Maltby, E., van Ierland, E.C., 2000. Ecological-economic analysis of wetlands: scientific integration for management and policy. *Ecological Economics* 35, 7–23. doi:10.1016/S0921-8009(00)00164-6
- van Dijk, P.P., Iverson, J., Rhodin, A., Shaffer, B., Bour, R., 2014. Turtles of the World, 7th Edition: Annotated Checklist of Taxonomy, Synonymy, Distribution with Maps, and Conservation Status. doi:10.3854/crm.5.000.checklist.v7.2014
- van Dijk, P.P., Mateo Miras, J.A., Cheylan, M., Joger, U., Sá-Sousa, P., Pérez-Mellado, V., 2013. *Mauremys leprosa*, in: IUCN (Ed.), *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2013.2. p. www.iucnredlist.org.
- Vázquez, D.P., 2006. Exploring the relationship between niche breadth and invasion success, in: *Conceptual Ecology and Invasion Biology: Reciprocal Approaches to Nature*. Springer, pp. 307–322.
- Verneau, O., Palacios, C., Platt, T., Alday, M., Billard, E., Allienne, J.-F., Basso, C., DU Preez, L.H., 2011. Invasive species threat: parasite phylogenetics reveals patterns and processes of host-switching between non-native and native captive freshwater turtles. *Parasitology* 138, 1778–92. doi:10.1017/S0031182011000333
- Vilà, M., Espinar, J.L., Hejda, M., Hulme, P.E., Jarošík, V., Maron, J.L., Pergl, J., Schaffner, U., Sun, Y., Pyšek, P., 2011. Ecological impacts of invasive alien plants: a meta-analysis of their effects on species, communities and ecosystems. *Ecology Letters* 14, 702–708. doi:10.1111/j.1461-0248.2011.01628.x
- Vogt, R.C., 1981. Food Partitioning in Three Sympatric Species of Map Turtle, Genus *Graptemys* (Testudinata, Emydidae). *American Midland Naturalist* 105, 102. doi:10.2307/2425015
- Vogt, R.C., Guzman, S.G., 1988. Food Partitioning in a Neotropical Freshwater Turtle Community. *Copeia* 1988, 37. doi:10.2307/1445920
- Wilbur, H.M., 1997. Experimental ecology of food webs: complex systems in temporary ponds. *Ecology* 78, 2279–2302. doi:10.1890/0012-9658(1997)078[2279:EEOFWC]2.0.CO;2
- Williamson, M.H., Fitter, A., 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78, 163–170. doi:10.1016/0006-3207(96)00025-0
- Zenni, R.D., Nuñez, M.A., 2013. The elephant in the room: the role of failed invasions in understanding invasion biology. *Oikos* 122, 801–815. doi:10.1111/j.1600-0706.2012.00254.x

Research Paper

Niche overlap of native and invasive species: the case of freshwater turtles in the Llobregat Delta (NE Iberian Peninsula).

Marc Franch, Miguel Cañedo-Argüelles, Albert Montori, Maria Rieradevall, Gustavo A. Llorente

Supplementary Materials: This supplementary file contains three supplementary tables complement the main text of the manuscript:

Suppl. Materials Table 1. Mean values and standard deviations of the environmental variables for each sampling station (mean \pm SD). Typology: IC: Irrigation channel; E: Estuary; L: Lagoon and P: Pond.

Suppl. Materials Table 2. Landscape metrics for three different diameter buffers and for each species (mean \pm SD). Buffer diameters are related to different movement types of the species: Ø100: Proximity movements; Ø500: Annual movements and Ø2000: Occasional movements. ML: *Mauremys leprosa* and TSE: *Trachemys scripta elegans*.

Suppl. Materials Table 3. Statistical values and significance of each variable in the models built for each species using landscape variables at different spatial scales. Buffer diameters related to different movements types of the species: Ø100: Proximity movements; Ø500: Annual movements and Ø2000: Occasional movements. ML: *Mauremys leprosa*; TSE: *Trachemys scripta elegans*. Significance codes: 0 ‘***’, 0.001 ‘**’, 0.01 ‘*’, 0.05 ‘.’, 0.1 ‘.’, 1.

Suppl. Materials Table 1. Mean values and standard deviations of the environmental variables for each sampling station (mean ± SD). Typology: IC: Irrigation channel; E: Estuary; L: Lagoon and P: Pond.

Station Code	Typology	Secchi (m)	pH	Ox (mg)	Ox (%)	T (°C)	NO ²⁻	NO ³⁻	NH4+
EB5	IC	0.52 ± 0.25	8.47 ± 0.84	16.59 ± 2.49	194.90 ± 54.05	23.42 ± 8.77		1.02 ± 0.87	0.10 ± 0.09
EC5	IC		7.61 ± 0.41	7.93 ± 6.55	90.25 ± 74.63	22.65 ± 5.79	0.32 ± 0.07	7.82 ± 3.87	0.14 ± 0.12
EC4	IC		7.06 ± 0.60	3.66 ± 3.14	41.67 ± 33.04	22.72 ± 2.57		0.38 ± 0.27	1.78 ± 2.09
LL1	E	1.16 ± 0.65	8.02 ± 0.24	10.43 ± 6.41	121.48 ± 78.09	20.26 ± 5.49	0.43 ± 0.31	6.12 ± 4.88	4.83 ± 4.15
LL2	E	0.78 ± 0.52	7.89 ± 0.16	6.47 ± 1.80	70.66 ± 20.29	19.78 ± 5.41	0.47 ± 0.26	5.58 ± 4.46	6.87 ± 4.77
CT	L	1.34 ± 0.20	8.92 ± 0.13	8.92 ± 1.14	96.96 ± 14.05	19.21 ± 4.26	0.03 ± 0.01	1.27 ± 1.29	0.06 ± 0.04
EB10	L	0.88 ± 0.41	8.33 ± 0.35	10.01 ± 11.58	107.25 ± 116.96	22.37 ± 6.49	1.17 ± 1.16	4.07 ± 6.29	37.82 ± 10.94
RE	L	0.60 ± 0.11	8.20 ± 0.15	12.41 ± 3.36	132.85 ± 43.56	18.82 ± 4.54	1.06 ± 0.32	5.72 ± 2.21	10.64 ± 5.53
RI	L	0.70 ± 0.13	8.28 ± 0.07	10.82 ± 1.83	116.82 ± 21.74	19.84 ± 4.79	0.02 ± 0.01	2.25 ± 1.39	0.05 ± 0.02
EB6	L	0.55 ± 0.14	8.65 ± 0.29	13.07 ± 6.34	137.32 ± 68.98	23.10 ± 7.62	0.25 ± 0.33	5.82 ± 8.77	0.86 ± 1.72
CA	L	1.36 ± 0.44	8.29 ± 0.13	8.83 ± 1.51	93.90 ± 12.52	19.57 ± 4.07	0.06 ± 0.03	1.78 ± 0.94	0.07 ± 0.03
EB7	P	1.68 ± 1.30	8.48 ± 0.21	12.02 ± 5.21	133.90 ± 41.12	22.32 ± 6.13	0.03 ± 0.03	0.67 ± 0.28	0.14 ± 0.13
EB4	P		8.39 ± 0.53	8.97 ± 5.21	98.87 ± 50.73	23.15 ± 6.23	0.04 ± 0.03	0.55 ± 0.26	0.12 ± 0.11

Suppl. Materials Table 1. (Cont.).

		DIN	Chla-a	SRP	SSP	TOC	Cond (µS/cm)	Cl ⁻	Na ⁺
EB5	IC	1.15 ± 0.78	0.22 ± 0.13	1.89 ± 2.78	0.13 ± 0.02	46.42 ± 20.03	15462.50 ± 2379.98	4236.33 ± 2574.14	1682.96 ± 1022.62
EC5	IC	8.29 ± 3.83		0.64 ± 0.59	0.11 ± 0.07	8.36 ± 3.74	1874.25 ± 861.43	311.15 ± 128.69	170.40 ± 50.70
EC4	IC	2.19 ± 2.30		2.27 ± 2.45	0.08 ± 0.04	12.50 ± 7.35	1583.00 ± 301.22	244.67 ± 134.89	132.76 ± 85.95
LL1	E			0.53 ± 0.28	0.13 ± 0.06	5.35 ± 1.40	23372.14 ± 11371.52	5544.37 ± 3955.66	3183.06 ± 1791.11
LL2	E			0.72 ± 0.45	0.25 ± 0.14	7.37 ± 2.63	18814.28 ± 10168.50	4536.97 ± 2574.94	3305.23 ± 1996.05
CT	L	1.36 ± 1.29	0.01 ± 0.01	0.02 ± 0.01	0.06 ± 0.01	11.31 ± 2.09	6751.53 ± 775.56	2859.83 ± 567.41	1014.41 ± 201.49
EB10	L	43.07 ± 14.35	0.06 ± 0.09	6.59 ± 2.24	0.13 ± 0.10	15.04 ± 2.44	2765.50 ± 493.99	589.28 ± 117.48	315.07 ± 51.79
RE	L	17.43 ± 5.77	0.14 ± 0.05	3.22 ± 1.87	0.14 ± 0.06	12.40 ± 2.15	4988.41 ± 1311.49	2090.19 ± 811.37	912.79 ± 390.28
RI	L	2.33 ± 1.39	0.04 ± 0.01	1.34 ± 1.26	0.12 ± 0.03	15.98 ± 6.14	13284.28 ± 1361.08	6048.00 ± 640.83	2209.63 ± 494.32
EB6	L	6.93 ± 8.88	0.16 ± 0.15	2.28 ± 1.93	0.18 ± 0.11	17.66 ± 6.46	10210.50 ± 9304.17	2905.54 ± 1238.40	1132.71 ± 642.53
CA	L	1.91 ± 0.96	0.02 ± 0.01	0.07 ± 0.03	0.10 ± 0.02	10.31 ± 1.85	9729.77 ± 2872.60	4595.98 ± 1552.77	1501.56 ± 448.71
EB7	P	0.86 ± 0.36	0.04 ± 0.05	0.19 ± 0.11	0.14 ± 0.06	15.78 ± 1.19	4816.25 ± 652.91	1196.44 ± 930.85	762.66 ± 472.22
EB4	P	0.71 ± 0.26	0.13 ± 0.10	2.11 ± 3.18	0.13 ± 0.06	20.72 ± 6.78	2577.25 ± 1362.04	749.79 ± 231.81	387.23 ± 123.81
		SO ₄ ²⁻	Ca ²⁺	Mg ²⁺	Mn ²⁺	K ⁺	Fe ²⁺	Si ²⁺	
EB5	IC	430.46 ± 175.30	31.04 ± 12.75	206.00 ± 69.09		95.62 ± 35.05	0.02 ± 0.01	2.01 ± 1.63	
EC5	IC	193.33 ± 20.58	78.36 ± 12.38	34.35 ± 3.45	0.04 ± 0.01	31.33 ± 5.50		0.76 ± 0.69	
EC4	IC	129.61 ± 46.73	73.16 ± 14.21	28.06 ± 7.46	0.06 ± 0.03	27.40 ± 9.04	0.04 ± 0.02	2.47 ± 1.67	
LL1	E	1574.49 ± 1009.54	129.52 ± 37.04	286.46 ± 152.58	0.03 ± 0.01	101.23 ± 49.92	0.02 ± 0.01	0.57 ± 0.22	
LL2	E	1371.91 ± 818.61	146.63 ± 45.40	320.10 ± 189.03	0.11 ± 0.14	114.08 ± 63.93	0.03 ± 0.01	0.69 ± 0.19	
CT	L	377.95 ± 54.59	37.65 ± 9.79	92.97 ± 29.30	0.03 ± 0.01	57.60 ± 16.48	0.08 ± 0.06	0.11 ± 0.02	
EB10	L	262.21 ± 43.85	85.19 ± 22.26	44.86 ± 2.66	0.03 ± 0.01	47.89 ± 7.05	0.04 ± 0.02	4.69 ± 1.31	
RE	L	582.85 ± 347.67	92.34 ± 10.89	92.00 ± 24.29	0.05 ± 0.04	49.92 ± 8.04	0.02 ± 0.01	2.23 ± 1.23	
RI	L	729.25 ± 64.01	170.44 ± 30.21	216.61 ± 32.91	0.02 ± 0.01	71.44 ± 10.88		2.82 ± 0.48	
EB6	L	564.83 ± 225.27	107.39 ± 21.97	161.14 ± 109.09	0.05 ± 0.07	68.65 ± 31.59		2.99 ± 2.30	
CA	L	628.35 ± 136.71	107.82 ± 11.99	136.57 ± 31.55	0.03 ± 0.01	57.63 ± 12.35	0.03 ± 0.01	0.63 ± 0.35	
EB7	P	683.23 ± 89.39	60.28 ± 9.32	144.67 ± 23.27	0.02 ± 0.01	108.92 ± 19.79		0.35 ± 0.13	
EB4	P	214.05 ± 76.27	63.87 ± 29.38	50.46 ± 14.64	0.02 ± 0.01	39.78 ± 14.42	0.03 ± 0.01	0.70 ± 0.68	

Suppl. Materials Table 2. Landscape metrics for three different diameter buffers and for each species (mean \pm SD). Buffer diameters are related to different movement types of the species: Ø100: Proximity movements; Ø500: Annual movements and Ø2000: Occasional movements. ML: *Mauremys leprosa* and TSE: *Trachemys scripta elegans*.

	Ø100			Ø500			Ø2000		
	ML	TSE	ML	ML	TSE	ML	ML	TSE	
R	3.29 ± 0.77	3.23 ± 1.10	6.03 ± 1.01		6.28 ± 1.00	9.30 ± 0.86		9.29 ± 0.77	
SDI	0.83 ± 0.26	0.86 ± 0.36	1.27 ± 0.20		1.27 ± 0.29	1.72 ± 0.24		1.75 ± 0.23	
SEI	0.74 ± 0.17	0.76 ± 0.15	0.71 ± 0.08		0.70 ± 0.14	0.77 ± 0.09		0.78 ± 0.10	
AWMSI	1.34 ± 0.16	1.34 ± 0.15	1.94 ± 0.28		1.94 ± 0.35	2.85 ± 0.38		2.82 ± 0.37	
MSI	1.47 ± 0.16	1.41 ± 0.11	1.76 ± 0.09		1.75 ± 0.11	1.83 ± 0.07		1.85 ± 0.07	
MPAR	3475.63 ± 2603.75	2238.15 ± 1154.38	2237.93 ± 1641.94		2226.43 ± 2003.52	1471.47 ± 561.12		1511.64 ± 943.21	
MPFD	1.49 ± 0.08	1.46 ± 0.04	1.45 ± 0.02		1.44 ± 0.02	1.43 ± 0.00		1.43 ± 0.00	
AWMPFD	1.39 ± 0.04	1.39 ± 0.03	1.37 ± 0.02		1.37 ± 0.03	1.39 ± 0.02		1.39 ± 0.02	
TE	783.18 ± 189.42	785.78 ± 189.52	9825.81 ± 1903.69		9806.71 ± 2376.17	115122.86 ± 17202.50		109152.89 ± 15366.04	
ED	999.81 ± 241.81	1008.42 ± 236.23	503.77 ± 96.42		510.68 ± 125.89	405.65 ± 49.39		403.06 ± 54.01	
MPE	201.30 ± 44.46	207.53 ± 34.56	570.11 ± 96.98		561.35 ± 83.24	786.61 ± 114.49		811.25 ± 109.76	
PSCoV	74.10 ± 36.31	64.88 ± 14.69	152.31 ± 42.32		156.44 ± 46.76	312.55 ± 119.90		294.64 ± 116.80	
NumP	4.25 ± 1.41	4.08 ± 1.49	18.26 ± 5.44		18.24 ± 5.61	152.65 ± 44.59		140.09 ± 44.09	
MPS	0.22 ± 0.09	0.23 ± 0.09	1.20 ± 0.34		1.19 ± 0.37	1.98 ± 0.42		2.06 ± 0.44	
MedPS	0.19 ± 0.11	0.21 ± 0.10	0.43 ± 0.14		0.47 ± 0.21	0.35 ± 0.06		0.36 ± 0.06	
PSSD	0.13 ± 0.06	0.13 ± 0.04	1.78 ± 0.49		1.79 ± 0.53	5.91 ± 1.32		5.79 ± 1.31	
TIA	0.78 ± 0.00	0.78 ± 0.01	19.52 ± 0.27		19.28 ± 1.30	283.78 ± 25.57		272.77 ± 34.92	
CA	0.78 ± 0.00	0.78 ± 0.01	19.52 ± 0.27		19.28 ± 1.30	283.78 ± 25.57		272.77 ± 34.92	

Suppl. Materials Table 3. Statistical values and significance of each variable in the models built for each species using landscape variables at different spatial scales. Buffer diameters related to different movements types of the species: Ø100: Proximity movements; Ø500: Annual movements and Ø2000: Occasional movements. ML: *Mauremys leprosa*; TSE: *Trachemys scripta elegans*. Significance codes: 0 ‘***’; 0.001 ‘**’; 0.01 ‘*’; 0.05 ‘.’; 0.1 ‘.’; 1.

		Estimate		Std. Error		t value		Pr (> t)		Sign.	
		TSE	ML	TSE	ML	TSE	ML	TSE	ML	TSE	ML
Ø100	(intercept)	-1.901e+02	2.015e+02	0.642e+02	1.222e+02	-2.963	1.649	0.006	0.112	**	
	SEI	-0.456e+02	--	6.557 e+00	--	-6.957	--	<0.001	--	***	--
	NumP	-6.051e+00	2.604e+00	1.691 e+00	1.449e+00	-3.578	1.798	0.001	0.084	**	.
	PSCoV	0.263e+00	--	0.118 e+00	--	2.221	--	0.035	--	*	--
	PSSD	-3.357e+02	--	0.623 e+02	--	-5.393	--	<0.001	--	***	--
	CA	3.423e+02	--	0.868e+02	--	3.944	--	<0.001	--	***	--
Ø500	MPAR	--	-2.306e-03	--	1.019e-03	--	-2.263	--	0.033	--	*
	MPFD	--	-1.357e+02	--	7.889e+01	--	-1.720	--	0.098	--	.
	MedPS	--	3.161e+01	--	1.388e+01	--	2.277	--	0.032	--	*
Ø2000	R	2.836e+00	--	1.319 e+00	--	2.151	--	0.041	--	*	--
	MedPS	-0.301e+02	--	0.145 e+02	--	-2.082	--	0.047	--	*	--
	SEI	--	5.854e+01	--	3.176e+01	--	1.843	--	0.077	--	.
	MPAR	--	4.973e-03	--	2.863e-03	--	1.737	--	0.095	--	.
	ED	--	-1.690e-01	--	9.427e-02	--	-1.793	--	0.085	--	.
	PSCoV	--	9.766e-02	--	4.147e-02	--	2.355	--	0.027	--	*
	PSSD	--	-5.398e+00	--	3.894e+00	--	-1.386	--	0.178	--	

CAPÍTOL 4

Demographic structure and genetic diversity of
Mauremys leprosa in its northern range reveal new
populations and a mixed origin

L'estructura demogràfica i diversitat genètica de *Mauremys*
leprosa en el límit nord de la seva distribució desvetllen noves
poblacions i un origen mixt

Referència de l'article:

Palacios, C., Urrutia, C., Knapp, N., Franch, M., Bertolero, A., Simon, G., Preez, L., Verneau, O., 2015. Demographic structure and genetic diversity of *Mauremys leprosa* in its northern range reveal new populations and a mixed origin. *Salamandra* 51, 221-230.

Demographic structure and genetic diversity of *Mauremys leprosa* in its northern range reveal new populations and a mixed origin

CARMEN PALACIOS^{1,2,6}, CRISTINA URRUTIA^{1,2}, NIKOLAI KNAPP^{1,2}, MARC FRANCH QUINTANA³,
ALBERT BERTOLERO⁴, GAELE SIMON^{1,2}, LOUIS DU PREEZ⁵ & OLIVIER VERNEAU^{1,2,5}

¹) Univ. Perpignan Via Domitia, Centre de Formation et de Recherche sur les Environnements Méditerranéens (CEFREM), UMR 5110, F-66860, Perpignan, France

²) CNRS, Centre de Formation et de Recherche sur les Environnements Méditerranéens (CEFREM), UMR 5110, F-66860, Perpignan, France

³) Univ. Barcelona, Dept. Biol. Animal, Av. Diagonal 645; 08028 Barcelona, Spain

⁴) Ecosistemas Acuáticos IRTA, Ctra. Poble Nou km 5.5; 435840 Sant Carles de la Ràpita, Spain

⁵) Unit for Environmental Sciences and Management, North-West University, Private Bag X6001, Potchefstroom, 2520, South Africa

Corresponding author: CARMEN PALACIOS, e-mail: carmen.palacios@univ-perp.fr

Manuscript received: 20 February 2014

Accepted: 2 February 2015 by PHILIPP WAGNER

Abstract. Freshwater turtle species are still poorly understood, and many species are in decline due to unsustainable trade as well as human alteration and degradation of freshwater ecosystems. *Mauremys leprosa* is a freshwater chelonian endemic to the Mediterranean Basin. Whereas the fossil record demonstrates that this species used to be distributed to well beyond the Spanish border in France, it is today restricted to the border region with Spain, at the Baillaury River in the Pyrenees, with some isolated observations from slightly farther into France. The species consequently holds an “Endangered” status according to the French IUCN Red list. Here we report for the first time the presence and demographic structure in its northern range and demonstrate that its distribution expands beyond the Pyrenees Mountains, throughout French Catalonia. Sequence analyses of the mitochondrial DNA (mtDNA) cytochrome b (cyt b) gene from 216 specimens mainly from France and Spanish Catalonia resulted in a patchwork pattern of haplotypes that supports a mixed origin of the species in France. We encountered two extreme haplotypes, with specimens with the endemic Spanish Catalanian haplotype A18 belonging to *M. leprosa leprosa* and others being clearly referable to *M. leprosa saharica* (cyt b haplotypes from clade B) that is otherwise typical from below the Atlas Mountain Range in Morocco. Short- and long-term directions for research as well as conservation management actions are suggested for this insufficiently studied species.

Key words. *Mauremys leprosa*, freshwater turtles, mtDNA cytochrome b, demography, species conservation, turtle trade.

Introduction

Freshwater turtle species are still poorly understood and in decline due to human alteration and degradation of freshwater ecosystems (MOLL & MOLL 2004). Since the 1980s, freshwater chelonians have suffered from “the terrible turtle trade” (see, e.g., VAN DIJK et al. 2000), i.e., they are poached and sold as pets and sometimes released into the environment when they are no longer wanted, with the potential of becoming a threat to native species (CADI & JOLY 2004, POLO-CAVIA 2008, 2009, 2010a, 2010b, 2012). The Mediterranean pond turtle, *Mauremys leprosa* (SCHWEIGGER, 1812), is a freshwater species that mainly inhabits streams and ponds with riparian vegetation (DA SILVA 2002). The species is present in large parts of North Africa and on the Iberian Peninsula (IVERSON 1992, SEGURADO et al. 2005) and to a minimal extent in France. It is

classified as “Vulnerable” in both the European Red List of Reptiles (COX & TEMPLE 2009) and Spanish Red List (DA SILVA 2002) with its decline being due to the loss of suitable freshwater ecosystems and deteriorating water quality in the Mediterranean. Until recently, *M. leprosa* lacked a conservation status in France, but it is now listed as “Endangered” (IUCN FRANCE & MNHN 2008) due to the fragmentation and scarcity of its populations (criterion B1a) and its continuous decline in its range as a result of habitat degradation and poor demographical structure (criterion B1b (i, ii, iii, iv, v)). Based on the fossil record, *M. leprosa* is believed to have originated in North Africa at least during the Pliocene (more than 2.5 Mya) and subsequently dispersed to the Iberian Peninsula in the early Pleistocene or late Pliocene (DE LAPPARENT DE BROIN 2001). Its genetic diversity has confirmed this demographic expansion (FRITZ et al. 2006). During the course of the species’ expan-

sion, only the Atlas Mountains in Morocco may have posed a barrier to its dispersion, impeding genetic exchange, as is shown by its genetic differentiation on both sides of the Atlas (FRITZ et al. 2005, 2006). In France, the oldest fossil remains date back to the Holocene, about 4,000 years ago (CHEYLAN 1982). Remains of the species dating back to the 1st century BC, the 2nd century AD (CHEYLAN & POITEVIN 2003) and the 11th century (MAUFRAS & MERCIER 2002) have also been found. These archaeological sites are all located in the Languedoc-Roussillon region, well beyond the Pyrénées-Orientales (PO) province to the northeast of the Pyrenees (Figs 1a and 1b). Given these data and the currently supposed scarcity of the species in France, CHEYLAN & VACHER (2010) considered *M. leprosa* the most endangered reptile in France.

Several *M. leprosa* subspecies have been proposed (SCHLEICH 1996, DOUCOTTERD & BOUR 2002) based on morphological characteristics, but according to genetic differences of the mitochondrial DNA cytochrome b gene (cyt b), only two subspecies are currently recognised (Fig. 2): *Mauremys leprosa leprosa* (SCHWEIGGER, 1812) (cyt b haplotype A) on the Iberian Peninsula and from north of Atlas Mountains in Morocco, and *M. l. sa-*

harica SCHLEICH, 1996 (haplotype B) in Algeria, Tunisia and mainly from south of the Atlas Mountains in Morocco (FRITZ et al. 2006, FRITZ & HAVAS 2007). The northernmost geographic limit of the species is the Baillaury River (France) in the Pyrenees Mountains on the border with Spain. This population is widely recognised as indigenous to France based on records dating from the previous century until today (KNOEPFFLER 1979b, GENIEZ & CHEYLAN 2005). Some individuals have also been observed or even captured in France at several localities beyond the Pyrenees Mountains, along the Mediterranean coast (COURMONT & RODRIGUEZ 2004, GENIEZ & CHEYLAN 2005, CHEYLAN & VACHER 2010, CHEYLAN & VERNEAU 2012). Nevertheless, no studies regarding the genetics of any French specimens, and/or the demographic structure of any French populations, have been published to date. In this paper, we report on the distribution and demographic structure of the species in France, identify the cyt b haplotype of specimens from France and Spanish Catalonia and compare them to other available *M. leprosa* sequences (FRITZ et al. 2006). The aim is to gain insights into the origin and genetic diversity of *M. leprosa* populations in its northern range in order to guide future research and conservation management.

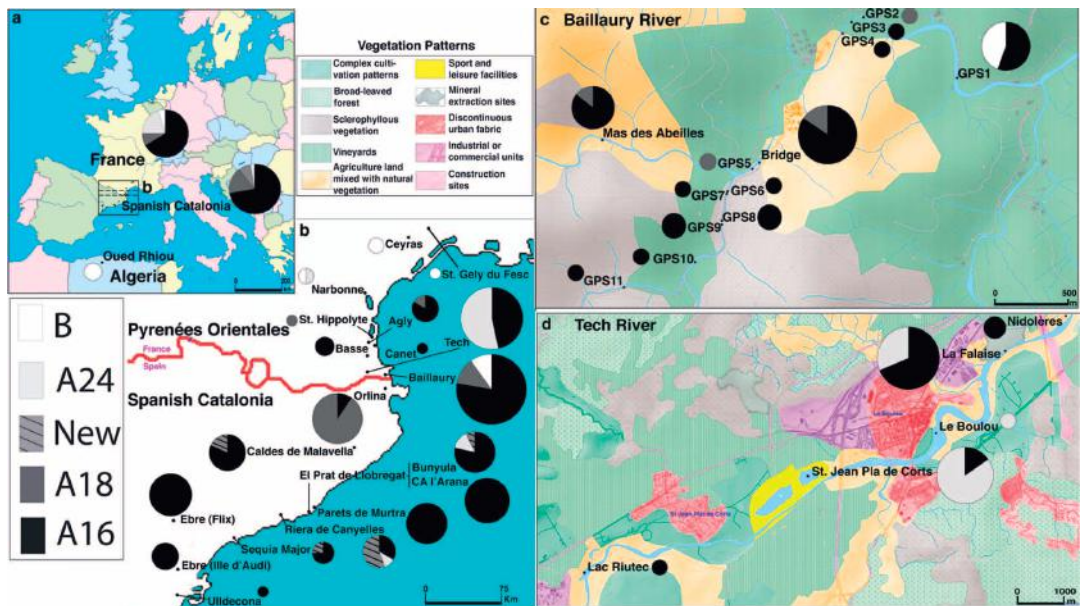


Figure 1. Geographic locations and mtDNA cyt b haplotype abundances of the different populations of *M. leprosa* in the northern parts of its range. a) General overview of sample sites; b) sample sites from this study; c + d) sample sites of the two largest French metapopulations. Haplotype legend denotes "B" for B clade haplotypes and "New" for haplotypes that this study found to be new (see Table 1 for details). Raw data including GPS coordinates and individual specimen numbers are summarised in Table S1. Pie charts are sized proportionally to the number of mtDNA cyt b haplotypes found at each site except for Algeria, in a) magnified for improved visualisation. Maps were obtained from OpenStreetMap and vegetation layers from the Corine Land Cover dataset (European Environmental Agency).

Materials and methods

Study area

In France, fieldwork was conducted in wetlands beyond the Pyrenees Mountains along the Mediterranean coast (Figs 1a and 1b), where *M. leprosa* was suspected to have expanded its range from Spain (CHEYLAN & VERNEAU 2012). The Baillaury River, from where the only French population is known, is a Mediterranean river with a typically irregular course that runs along the Albères Mountains in the Eastern Pyrenees, 11 km distant from the closest known Spanish population at the Orlina River (Fig. 1b) (KNOEPFFLER 1979a). Vegetation is composed here mainly of reeds, and a wild riparian forest develops between vineyards (Fig. 1c). Specimens from a turtle farm located in Sorède (PO province) and from Algeria (Figs 1a and b, Table 1) were also sequenced for comparison.

In Spanish Catalonia (Fig. 1a), where the species is widely distributed at altitudes below 200 m (LLORENTE et al. 1995), nine populations were sampled, covering a range of habitats typically occupied by this species. The Orlina is a river where an expansive riparian forest dominates the landscape (Fig. 1b). This locality has an abundant and well-preserved population of *M. leprosa* free of reintroductions. The Caldes de Malavella population inhabits a well conserved area that is probably free of reintroductions (FRANCH QUINTANA 2003). In the Delta de Llobregat plain, Bunyola, Ca l'Arana and Parets de Murtra are localities composed of wetlands, ponds and canals. The Fauna Recovery Centres released specimens of different origins to reinforce these populations during the 1990s (FRANCH QUINTANA et al. 2007). The Riera de Canyelles is a typical Mediterranean seasonal stream that forms bodies of water only during autumn and spring. Local farmers have recently released some specimens of *M. leprosa* from the south of Spain into the area. Reeds dominate the Sèquia Major canal locality. According to local people, *M. leprosa* was not

known in this area until recently. At the Ebro River, three localities were sampled (Fig. 1b). The population inhabiting the Flix Dam (Reserva Natural de Fauna Salvatge de Sebes) and the small ponds and canals of Uldecona are most likely unaffected by releases. In contrast, six individuals of unknown origin were sampled for blood before they were introduced to the Illa Audí (Reserva Natural de Fauna Salvatge de les Illes de l'Ebre) (Fig. 1b).

Fieldwork and demography structure

Field captures were performed in France and Spanish Catalonia between 2006 and 2010. Trapping of turtles was performed by using baited crayfish traps that were left overnight. Captured individuals were marked by cutting notches in the peripheral scutes of the carapace (PLUMMER, 1989) and sexed according to secondary sexual characters (PÉREZ et al. 1979). Accurate locality data of individuals captured in the field were obtained using a Global Position System (GPS) navigator eTrex Vista HCx (Garmin). Fifty to 200 µl of blood were obtained by means of the occipital sinus vein puncture technique (MARTÍNEZ-SILVESTRE et al. 2002) or otherwise by the coccygeal vein puncture technique using an insulin-type syringe. Blood was stored either pure at -80°C or fixed in 95% ethanol and then stored at -18°C until it was oven-dried at 40°C for 24–36 h. Straight carapace length was measured to facilitate the classification of specimens into age classes. Specimens were considered immature if the carapace length was less than 70 mm, because sex-indicative characters could not be discriminated below this size. We compared the size distributions of two populations according to carapace length by taking juveniles, males, and females together and performing a two-sample Kolmogorov-Smirnov test with R software (R Development Core Team 2011). Chi-square (χ^2) tests to compare sex ratios between populations were also performed using R software.



Figure 2. The two *M. leprosa* subspecies. Left: *M. l. saharica* from Oued Massa at Toulou (29°57'15,87" N, 9°39'15,70" W) (photo by ANDREJ FUNK). Right: *M. l. leprosa* from Flix Dam (Reserva Natural de Fauna Salvatge de Sebes) (photo by AB).

Table 1. Abundance matrix of mtDNA cyt b haplotypes of *M. leprosa* specimens in sampled populations. Their relative frequencies are indicated for French and Spanish Catalonia. Haplotypes A26–A29, A31, and A32 are new from this study.

Populations	Haplotypes											Total
	A16	A18	A24	B5	B6	A26	A27	A28	A29	A31	A32	
Turtles farm	10	2	1	0	0	0	0	0	0	0	1	14
Algeria	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1
Ceyras	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	2
St. Gely du Fesc	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
Narbonne	0	0	1	0	1	0	0	0	0	0	0	2
French Catalonia												
St Hippolyte	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Agly	5	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Canet	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
Basse (Thuir)	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3
Tech main watercourse	13	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0	19
Tech (St. Jean Pla de Corts)	2	0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	13
Baillaury (Banyuls)	32	5	0	4	0	0	0	0	0	0	0	41
SUBTOTAL	56	7	17	4	0	0	0	0	0	0	0	84
Haplotype relative frequency (%)	67	8	20	5	0	0	0	0	0	0	0	
Spanish Catalonia												
Orlina	2	19	0	0	0	0	0	0	0	0	0	21
Caldes de Malavella	9	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	11
Parets de Murtra	14	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	14
Ca L'Arana	17	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17
La Bunyula	11	0	2	0	0	0	0	0	0	1	0	14
Riera de Canyelles	3	0	1	0	0	5	0	0	0	0	0	9
Sequia Major	3	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	4
Ebre (Flix)	15	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	15
Ebre (Ille Audi)	6	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6
Ulldecona	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
SUBTOTAL	81	19	3	0	0	5	1	1	1	1	0	112
Haplotype relative frequency (%)	72	17	3	0	0	4	1	1	1	1	0	
TOTAL	147	28	22	7	2	5	1	1	1	1	1	216

DNA extraction, PCR, and sequencing

We extracted DNA from frozen blood following the Blood & Body Fluid DNA Protocol of the E.Z.N.A.[®] Tissue DNA or MicroElute Kits (Omega bio-tek), which is optimised for the use of fresh or frozen blood. Ethanol-dissolved blood samples were dried using a Speed Vac[®] Plus lyophiliser (Savant), and blood pellets were subsequently dissolved in 400 µl of PBS Buffer and stored at 4°C for 48 hours before DNA extraction. The concentration of extracted DNA was measured with a Nanodrop 2000 spectrophotometer (Thermo Scientific).

Before PCR amplification, all DNA samples were adjusted to a concentration of 30 ng/µl. The mtDNA cyt b gene was amplified with forward mt-a-new (5'-CTC-CCAGCCCCATCCAACATCTCAGCATGATGAACT-

TCG-3') (LENK & WINK 1997) and reverse H-15909 (5'-AG-GGTGGAGTCTTCAGTTTTTGTTTACAAGAC-CAATG-3') primers (FRITZ et al. 2005). Amplification reactions consisted of a mix with a final volume of 30 µl containing 1 µl of each DNA sample, 200 µM of each dNTP (Promega), 0.4 µM of each primer, 1.5 mM MgCl₂, 6 µl Taq-buffer, and 1 unit of GoTaq FlexiDNA Polymerase (Promega). The PCR was conducted in a Mastercycler Eppendorf[®] with the following settings: denaturation step of 2 min 30 sec at 95°C; 35 cycles of 30 sec each at 95°C, 40 sec at 49°C, 1 min 10 sec at 72°C; and one final extension step of 6 min at 72°C. The resultant PCR products were verified in 1% agarose gel, stained with ethidium bromide. The amplified DNA was then purified with the Wizard SV Gel and PCR Clean-up System (Promega) and sent for sequencing with both PCR primers to GATC (Biotech, France).

Sequence analysis

Reverse and forward sequences were assembled by using the Sequencher™ software (Gene Codes Corporation, Ann Arbor, Michigan, USA). Sequence chromatograms were carefully inspected and sequences were corrected manually at ambiguous sites. The edited cyt b gene sequences were aligned with MEGA version 4 (TAMURA et al. 2007) to identify variable positions of different haplotypes. New haplotypes were named following the nomenclature outlined by FRITZ et al. (2006), which includes the clade plus a correlative number. New sequence haplotypes were submitted to GenBank (accession numbers are KF791559–KF791564). Intra-population diversity indices, such as mitochondrial haplotype (H) and nucleotide (π_n) diversities and mean number of pairwise differences (π), were calculated for each population by using ARLEQUIN 3.5.1.3 (EX-COFFIER & LISCHER 2010). French and Spanish intra-population diversity indices with and without A24 and/or B haplotypes were compared using a Mann-Whitney-Wilcoxon non-parametric test in R software. Given the slow evolutionary rate of the cyt b gene in this species, a network of haplotypes is sufficient to show their divergence. Haplotypes were connected in the most parsimonious way (minimum distance between haplotypes) by using NETWORK 4.6.0.0 (www.fluxus-engineering.com) and applying the Median Joining algorithm (BANDELT et al. 1999).

Results

Demographic structure of *M. leprosa* in its northernmost distribution range

At the Baillaury River (Fig. 1c), the species was well represented with 108 individuals captured in 2010. The population presented an equilibrated age structure when compared to the structure of the little-impacted Orlina River population from Spanish Catalonia (two-sample Kolmogorov-Smirnov test $D = 0.32$, $p = 0.30$). With respect to gender composition, both populations show similar sex ratios biased in favour of males (Baillaury: 1:1.4; Orlina: 1:1.2; $\chi^2 = 0.06$, $df = 1$, $p = 0.81$). We also found forty-eight specimens at the Tech River, where only five specimens had been captured previously (COURMONT & RODRIGUEZ 2004). This is an irregularly routed but continuously flowing Mediterranean river in the Roussillon Plain adjoined by wetlands with vegetation dominated by dense reeds as well as a well-developed riparian forest (Fig. 1d). Along the Tech River's main bed, two turtles were captured each at two different sites, i.e., Riutec and Le Boulou, four at Nidolères, and sixteen at La Falaise (Fig. 1d). At St. Jean Pla de Corts, which is an artificial pond annexed to the river that is used for recreational activities (Fig. 1d), 29 turtles were captured. Captures from 2009 to 2010 at the Tech River main course yielded only adults, with a sex ratio of 1:1.6 in favour of males (Fig. 3) that was not significantly differ-

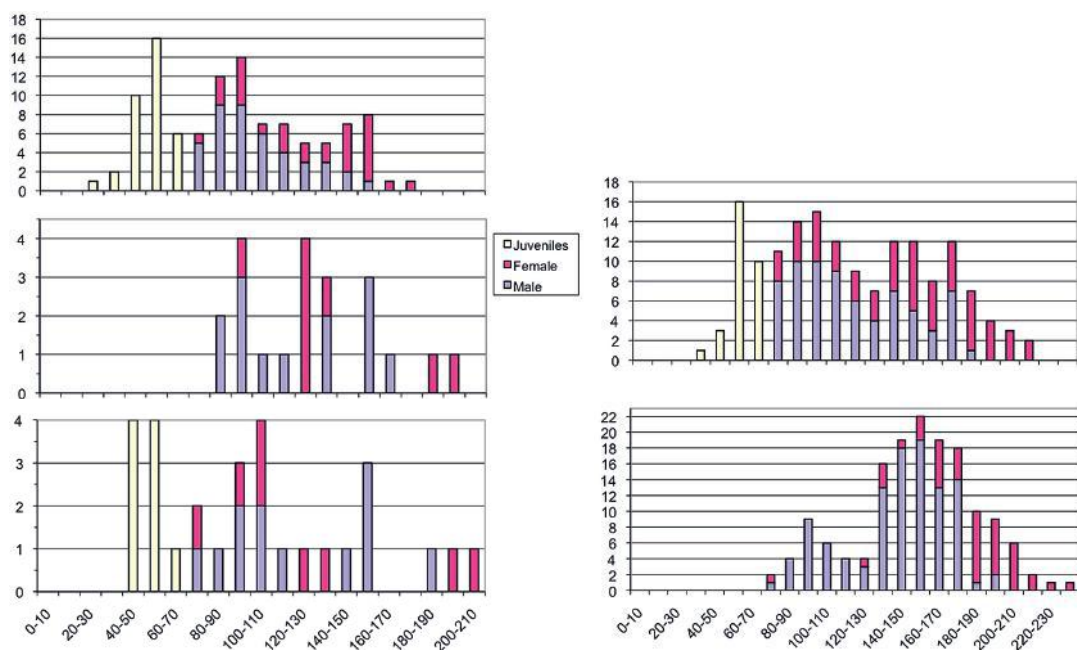


Figure 3. Age class structure based on carapace lengths. Left: Age class structure for the major French *M. leprosa* populations from this study: the Baillaury River in 2010, the Tech River main course in 2009–10, and the artificial pond at St Jean Pla de Corts in 2010. Right: age class structure for two Spanish populations: the Orlina River and Delta de Llobregat (from FRANCH QUINTANA et al. 2007).

ent from the Baillaury and Orlina populations ($p = 0.92$ and $p = 0.70$, respectively). The population at St. Jean Pla de Corts included juveniles and exhibited a heterogeneous age structure (Fig. 3). However, the sex ratio in favour of males (1:1.5) was not significantly different from the two previous populations ($p = 0.84$ and $p = 0.95$). Moreover, a two-sample comparison of carapace length distributions from the Baillaury and Tech Rivers (St. Jean Plat de Corts and main course taken together) populations produced an insignificant difference, too ($D = 0.42$, $p = 0.07$). In 2008, the presence of the species was recorded in an artificial channel in a swamp area at St. Hippolyte (Fig. 1b), where ten turtles were captured. In September 2010, no specimens were found at this site. Other singular catches of the species comprise eight individuals found at the Agly River in 2010, where stream water is calm forming anastomoses, six specimens at the Basse River in Thuir in 2008 and 2010, and one individual caught in a small artificial pond in Canet, which is annexed to the Têt River (Fig. 1b).

Genetic analysis of specimens from France and Spanish Catalonia

Among the 216 specimens that were genetically investigated (Table 1), we identified 12 different haplotypes from 933 usable nucleotide sites of the *cyt b* gene (Tables 1 and S1). We assigned the majority of haplotypes to clade A (*M. l. leprosa*, Fig. 4), which is known to occur throughout the Iberian Peninsula as well as north of the Atlas Mountain range (FRITZ et al. 2006). However, some individuals had haplotypes referable to clade B and thus to *M. l. saharica* (Fig. 4, Table 1), occurring south of the Atlas Mountains (FRITZ et al. 2006). We found one specimen with haplotype B6 in Algeria (Fig. 1a). In France, haplotypes referable to clade B were found mainly in locations north of French Catalonia in Ceyras, Narbonne, and St. Gély du Fesc (Table 1, Fig. 1b), except for four specimens with haplotype B5 found at a single site on the Baillaury River (Table 1, Fig. 1c). The dominant haplotype from clade A was A16, which was detected in 81 specimens from Spanish Catalonia and 57 from French Catalonia, in addition to the ten from the turtle farm (Table 1, Fig. 1a). Seven new haplotypes from this study (Table 1) differed from A16 by only one mutation each (Fig. 4). Five of them, namely A27, A28, A29, A31, and A32, were encountered only once (Tables 1 and S1). A32 was found at the turtle farm (Table 1), while the remaining ones were detected in terrapins occurring at Spanish sites (Fig. 1b), including five specimens of the new A26-haplotype found at one locality, Canyelles (Table 1). We also found specimens with haplotypes A18 and A24. Haplotype A18, which was dominant in the Spanish border population of the Orlina River (Fig. 1b), was previously thought to be endemic there (FRITZ et al. 2006). We found A18-individuals at the sites Baillaury, Agly, and St. Hippolyte as well as at the turtle farm (Fig. 1b). Haplotype A24 had so far been encountered only in one individual in northern Morocco (FRITZ et al. 2006). It differs from A16 at

Table 2. Diversity indices (H – haplotype diversity; π_n – nucleotide diversity; π – mean number of pairwise differences) calculated for potentially natural populations with more than 5 individuals with and without exotic B5 and potentially exotic A24 haplotypes. Average diversity values are reported for French and Spanish Catalanian populations. Probability-values of the Mann-Whitney-Wilcoxon statistical test for differences between both groups of populations are also shown.

Populations	Diversity indexes					
	With exotics			Without exotics		
	H	π_n ($\times 10^{-3}$)	π	H	π_n ($\times 10^{-3}$)	π
Turtles farm						
Algeria	-	-	-	-	-	-
Ceyras	-	-	-	-	-	-
St. Gely du Fesc	-	-	-	-	-	-
Narbonne	-	-	-	-	-	-
French Catalonia						
St Hippolyte	-	-	-	-	-	-
Agly	0.33	0.4	0.33	0.33	0.4	0.33
Canet	-	-	-	-	-	-
Basse (Thuir)	-	-	-	-	-	-
Tech main water-course	0.47	1.00	0.94	0	0	0
Tech (St. Jean Pla de Corts)	0.36	0.70	0.73	0	0	0
Baillaury (Banyuls)	0.38	2.00	1.84	0.24	0.26	0.24
Mean values	0.38	1.03	0.96	0.14	0.17	0.14
Spanish Catalonia						
Orlina	0.18	0.19	0.18	0.18	0.19	0.18
Caldes de Malavella	0.35	0.60	0.55	0.35	0.60	0.55
Bunyula	0.39	0.70	0.67	0.17	0.18	0.17
Ca L'Arana	0	0	0	0	0	0
Parets de Murtra	0	0	0	0	0	0
Riera de Canyelles	0.64	1.00	1.00	0.54	0.57	1.00
Sequia Major	-	-	-	-	-	-
Ebre (Flix)	0	0	0	0	0	0
Ebre (Ille Audi)	-	-	-	-	-	-
Ulldecona	-	-	-	-	-	-
Mean values	0.22	0.36	0.34	0.18	0.22	0.27
Mann-Whitney-Wilcoxon Test (p-values)	0.29	0.10	0.11	0.92	0.92	0.92

two mutational points (Fig. 4) and, together with A25, they are thought to represent an ancient branch within clade A that never crossed the Strait of Gibraltar (see Fig. 4). We found 17 specimens of haplotype A24 on the Tech River in France (Fig. 1d), three at the Spanish sample sites of Bunyola and Canyelles, one at the turtle farm, and another one in Narbonne (Fig. 1b, Table 1). Intra-population diversity indices (H , π_n , π) for all potentially natural populations with more than five individuals are shown in Table 2. The average gene diversity (H), or the probability of finding two different haplotypes in a sample when chosen ran-

domly, and the average molecular diversity indices (π_n , π), were much higher in French than in Spanish populations except when haplotypes A24 and B5 (Table 2) or A24 or B5 (not shown) were eliminated from the analysis. The Mann-Whitney-Wilcoxon test confirmed this difference (Table 2). P-values were close to 1 when A24 and B haplotypes were eliminated from the analysis, which indicates a small difference between both groups of populations.

Discussion

Expansion of the Mediterranean pond turtle's known northern geographic distribution

Our results comprise the first survey of *M. leprosa* in France and demonstrate that the northern distribution expands beyond the Pyrenees Mountains all along the French Catalanian coast (Fig. 1b). We demonstrate that there are two

well-established populations. Firstly, the already known population on the Baillaury River (Fig. 1c) where more than 200 individuals have been captured since 1990 (VERNEAU 2007, VERNEAU 2009, HARDY 2010, VERNEAU 2010). Secondly, a population that was discovered in the course of this study at the Tech River. The species is spatially structured as metapopulations at both locations (Figs 1c, d), i.e., groups of spatially separated populations that are potentially connected by the main course of the river (HANSKI & SIMBERLOFF 1997). Both metapopulations showed an equilibrated demographical structure (Fig. 3) and no significant differences in sex ratio when compared to the well-preserved Orlina River population (Fig. 3). The small number of captures in spite of several survey campaigns and the apparent absence of juveniles on the Tech River main course (Fig. 3), lead us to hypothesise that the St. Jean Pla de Corts subpopulation might provide recruitments to the other Tech River subpopulations (Fig. 1d). *Mauremys leprosa* was

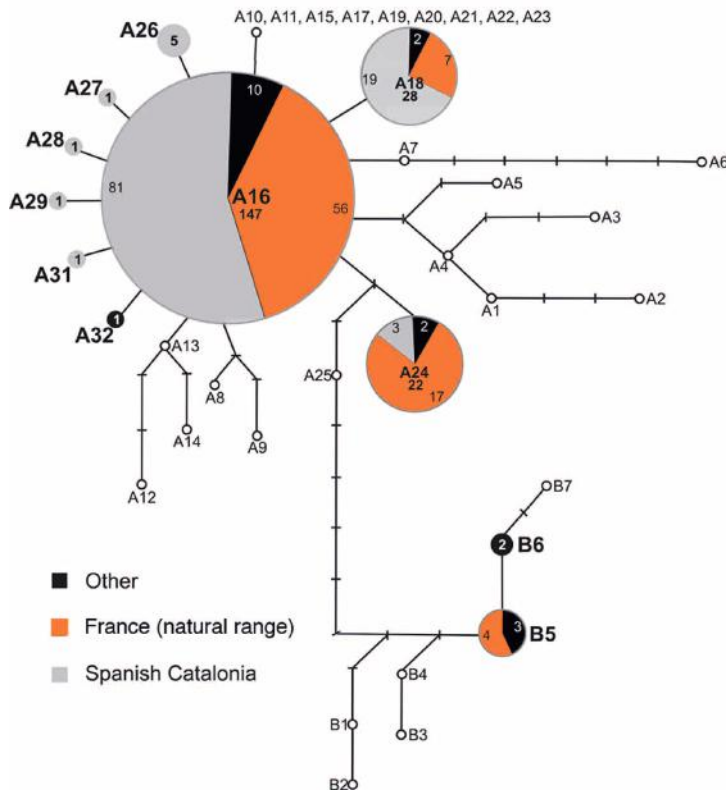


Figure 4. Minimum Spanning Network of *M. leprosa* mtDNA cyt b haplotypes. Coloured pies represent the distribution and frequency of identified haplotypes in Spanish and French Catalonia as well as in "Other" sites from this study (see Table 1). White circles represent known haplotypes of this species not observed in this study. A10, A11, A15, A17, A19, A20, A21, A22, and A23 are all distinct haplotypes that have been grouped for convenience; they all differ from A16 by one single mutation. Dashes represent missing haplotypes, each line between dashes or pies represents one mutational step.

also captured farther north, at Canet on the Têt River, and at Agly and the Basse Rivers, and in a small pond at St. Hippolyte, in areas with habitats similar to the previously mentioned populations, i.e., those with relatively calm waters and dense riparian vegetation (Fig. 1b). Salty water, as indicated by the many marine crabs caught in the crayfish traps, may explain the absence of captures at St. Hippolyte in 2010, as the species does not tolerate salinity above a critical value (KELLER 1997, BERTOLERO & ORO 2009, MARRAN 2010), indicating that the species might have vacated the site. Captures from this study in predictable habitats call for further demographic surveys to conclude the establishment of the species in those northern wetlands. Beyond the region of French Catalonia, captures are scarce and limited to isolated localities (Fig. 1b), which is most likely the result of random releases of turtles.

A mixed origin in the northern range

Our genetic analyses aimed to shed light on the phylogeography of the populations of *M. leprosa* living at its northern range limits. Its presence on the Baillaury River was already known prior to the previous century's turtle trade, and we have encountered several individuals with A18 haplotypes in this area (Fig. 1c). Given that A18 was previously only found in Spanish Catalonia (FRITZ et al. 2006), these results advocate the hypothesis of its presence on the Baillaury River being due to ancient dispersal from Spain, supporting the hypothesis that the Pyrenees Mountains have not always been an insurmountable geographical barrier for the species, as appears to be the case with the Atlas Mountains in Morocco (FRITZ et al. 2005, 2006). Furthermore, we found a similar relative abundance of the A16 haplotype between French and Spanish Catalan populations (Table 1) and a widespread presence of A18 in French Catalonia (Figs 2, 4). These results favour the nativity hypothesis of the French populations, particularly on the Baillaury, Tech, Basse, and Agly Rivers (Fig. 1). We therefore promote two exclusive explanations for the origin of the species in France: i) an ancient natural origin in France expanding from Spain, as illustrated by the fossil record (CHEYLAN 1982, CHEYLAN & POITEVIN 2003), or ii) extinction and a more recent northern expansion. Nevertheless, a mixed origin in this country cannot be ruled out due to the presence of A24 and particularly B haplotypes in the Tech and Baillaury Rivers populations, respectively. With respect to A24, and given the limited data available from Spain and Morocco, we cannot discard the possibility that this haplotype may be more widespread in Europe than suspected. However, we found a higher relative abundance of the A24 haplotype in France (20%) than in Spain (3%, Table 2), and molecular diversity indices of French populations were exacerbated compared to those of Spanish populations except when A24 and/or B haplotypes were eliminated from the analysis (Table 2). Secondly, the B haplotype denotes another subspecies, *M. l. saharica* (Fig. 2). Translocation to reinforce natural populations or

the illegal trade in *M. leprosa* specimens and their unauthorised random release, as is known to happen with other turtle species (VAN DIJK et al. 2004, MOLL & MOLL 2004, VELO-ANTÓN et al. 2011), are therefore the most plausible explanations for the presence of these haplotypes in France. Furthermore, only singular individuals with A24 or B haplotypes have been encountered at isolated northern French locations (Fig. 1b), supporting the hypothesis that *M. leprosa* is present naturally only up to St. Hippolyte in the area known as French Catalonia.

Conservation management and research perspectives in France

This is the first comprehensive study of *M. leprosa* in France, where it is classified as 'Endangered' (UICN FRANCE & MNHN 2008). Several allochthonous mtDNA cytb haplotypes were detected. We found several individuals with haplotype B5 indicative of *M. l. saharica* (Figs 1c, 4) concentrated in one location at the Baillaury River (Fig. 1c). A high abundance of the most likely exotic haplotype A24 was also encountered on the Tech River (Table 1, Fig. 1b). This haplotype constitutes nowadays a paradox, as it has previously been found only in one individual in northern Morocco (FRITZ et al. 2006). A more thorough study of the genetic diversity of this species, particularly in Spain and Morocco, will likely help to explain this phenomenon. Even supposedly autochthonous haplotypes, such as A16 or A18, could potentially be the result of translocation, as corroborated in this study by the presence of these haplotypes at the turtle farm, where specimens are brought to by people who kept them as pets (Table 1). To identify the exact origin of French specimens, it will be necessary to study the genetic structure of the entire distribution range of the species using appropriate genetic markers. The dynamics of the Tech River metapopulation require further research to identify migration and gene flow patterns between subpopulations and understand the higher number of A24 individuals at St. Jean Pla de Corts. Subsequent modelling of population dynamics will better guide conservation management of the species in this area (OVASKAINEN et al. 2002). In order to guide decision-making regarding whether exotic haplotypes should be eliminated, it will be necessary to perform experimental research on the local adaptation of endemic haplotypes. If hybridisation between exotic and endemic haplotypes occurs, experimental research aiming to find signs of outbreeding depression or hybrid vigour will help with decisions concerning allochthonous haplotypes. If evidence of local adaptation or absent hybrid vigour is found, it would be advisable to eliminate exotic haplotypes (EDMANDS 2007, HUFF et al. 2011). Inversely, controlled hybridisation between endemic and exotic haplotypes would be advisable if signs of inbreeding depression are observed (FRANKHAM 1995, EDMANDS 2007). Nevertheless, due to the historical value of the Baillaury River population (KNOEPFLER 1979b), it is advisable to extirpate specimens belonging to subspecies *M. l. saha-*

rica from this area. Last but not least, efforts should be focused on informing the public of the risks associated with poaching or releasing turtles, as they might threaten native turtles for the reasons pointed out above.

Demographic structure and genetic diversity insights suggest a more widespread distribution of *M. leprosa* in France than recently reported (CHEYLAN & VACHER 2010), but one that is much smaller than suggested by the fossil record (CHEYLAN 1982). We propose to maintain the current 'Endangered' status of *M. leprosa* in France (UICN FRANCE & MNHN 2008) until research regarding the present distribution, possible population expansion and growth, and connectivity between populations will be completed.

Acknowledgements

We are grateful for permits to capture turtles issued by the Servei de Protecció i Gestió de la Fauna (Environmental Department of the Catalan government) to AB, by the Port Aventura and Consorci de Llobregat Delta to MF, and by the Ministère de l'Ecologie, de l'Energie, du Développement Durable et de la Mer to OV. We are indebted to the herpetology group of Universitat de Barcelona, Ms. Malirach ("Vallée des Tortues", Sorède), Centre de Reproducció de Tortugues de l'Albera (Spain), The Reserva Natural de Fauna Salvatge de Sebes (especially P.J. JIMÉNEZ, M. VIÑAS), and to N. KAID (UPVD). This work has been supported by: projects entrusted to OV and LDP (CNRS PICS N°4837 2010–2012; Protea 2011–2012 from the Ministère des Affaires Étrangères et Européennes et de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche), to OV (CEN L-R project 2010) and CP (CNRS PEPS N° FG/cb D156 2011); invited professorial grants to LDP (UPVD-L-R 2009–2010); and a project assigned to L. COURMONT (Groupe Ornithologique du Roussillon) and OV in 2010 for sampling in the Pyrenees Mountains. We also thank T. GENDRE and collaborators (CEN L-R) and V. RIGAUD (La Tortuga) for blood samples from Hérault and Aude.

References

- BANDELT, H. J., P. FORSTER & A. RÖHL (1999): Median-joining networks for inferring intraspecific phylogenies. – *Molecular Biology and Evolution*, **16**: 37–48.
- BERTOLERO, A. & D. ORO (2009): Conservation diagnosis of re-introducing Mediterranean pond turtles: what is wrong? – *Animal Conservation*, **12**: 581–591.
- CADI, A. & P. JOLY (2004): Impact of the introduction of the redeared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). – *Biodiversity & Conservation*, **13**: 2511–2518.
- CHEYLAN, M. (1982): Présence de la Clemmyde lépreuse dans le chalcolithique de la grotte de la Salpêtrière. – *Études Quaternaire Languedociennes*, **2**: 29–33.
- CHEYLAN, M. & F. POITEVIN (2003): Les tortues du site de Lattara (IVe s. av. n. è. – IIe s. de n. è.). Intérêt archéozoologiques et biologiques. – *Lattara*, **16**: 137–145.
- CHEYLAN, M. & J. P. VACHER (2010): L'Émyde lépreuse. – pp. 261–265 in: VACHER J. P. & M. GENIEZ (eds): Les reptiles de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. – Biotope/MNHN, Paris.
- CHEYLAN, M. & O. VERNEAU (2012): L'Émyde lépreuse. – pp. 210–216 in: GENIEZ P. & M. CHEYLAN (eds): Les amphibiens et les reptiles du Languedoc-Roussillon et régions limitrophes. Atlas biogéographique 2nd edn. – Biotope, Paris.
- COURMONT, L. & P. RODRIGUEZ (2004): Une nouvelle station d'Émyde lépreuse *Mauremys leprosa* dans les Pyrénées-Orientales. – *Meridionalis*, **6**: 60–65.
- COX, N. A. & H. J. TEMPLE (2009): European Red List of Reptiles. – Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg, 34 pp.
- DA SILVA, E. (2002): *Mauremys leprosa*. – pp. 143–146 in: PLEGUEZUELOS, J. M., R. MARQUEZ & M. LIZANA (eds): Atlas y libro rojo de los anfibios y reptiles de España. – Dirección General de Conservación de la Naturaleza-Asociación Herpetológica Española (2ª impresión), Madrid.
- DE LAPPARENT DE BROIN, F. (2001): The European turtle fauna from the Triassic to the present. – *Dumerilia*, **4**: 155–217.
- DOUCOTTERD, J.-M. & R. BOUR (2002): Nouvelles données sur les sous-espèces de *Mauremys leprosa* dans le centre et le sud du Maroc (Reptilia, Chelonii). – *Manouria*, **5**: 12–21.
- EDMANDS, S. (2007): Between a rock and a hard place: evaluating the relative risks of inbreeding and outbreeding for conservation and management. – *Molecular Ecology*, **16**: 463–475.
- EXCOFFIER, L. & H. E. L. LISCHER (2010): Arlequin suite ver 3.5: a new series of programs to perform population genetics analyses under Linux and Windows. – *Molecular Ecology Resources*, **10**: 564–567.
- FRANCH QUINTANA, M. (2003): Caracterització de la tortuga de rierol *Mauremys leprosa* (Schweigger, 1812) a l'Alt Empordà: biometria i cicle biològic. – Master thesis, Universitat de Barcelona.
- FRANCH QUINTANA, M., G. A. LLORENTE CABRERA & A. MONTORI FAURA (2007): Primeros datos sobre la biología de *Trachemys scripta elegans* en sintopía con *Mauremys leprosa* en el delta del Llobregat (NE Ibérico). – pp. 85–101 in: GEIB Grupo Especialista en Invasiones Biológicas (ed.): Invasiones biológicas: un factor del cambio global. – EEI 2006 actualización de conocimientos. 2.º Congreso Nacional sobre Especies Exóticas Invasoras "EEI 2006". GEIB, Serie Técnica N.º 3, León.
- FRANKHAM, R. (1995): Conservation genetics. – *Annual review of genetics*, **29**: 305–327.
- FRITZ, U., M. BARATA, S. D. BUSACK, G. FRITZSCH & R. CASTILHO (2006): Impact of mountain chains, sea straits and peripheral populations on genetic and taxonomic structure of a freshwater turtle, *Mauremys leprosa* (Reptilia, Testudines, Geoemydidae). – *Zoologica Scripta*, **35**: 97–108.
- FRITZ, U., G. FRITZSCH, E. LEHR, J.-M. DUCOTTERD & A. MÜLLER (2005): The Atlas Mountains, not the Strait of Gibraltar, as a biogeographic barrier for *Mauremys leprosa* (Reptilia: Testudines). – *Salamandra*, **41**: 97–106.
- FRITZ, U. & P. HAVAS (2007): Checklist of Chelonians of the World. – *Vertebrate Zoology*, **57**: 148–368.
- GENIEZ, P. & M. CHEYLAN (2005): Reptiles et batraciens de France. CD ROM – Educagri, Dijon.
- HANSKI, I. & D. SIMBERLOFF (1997): The metapopulation approach: its history, conceptual domain, and application to conservation. – pp. 5–26 in: HANSKI, I. & M. GILPIN (eds): Metapopulation Biology: Ecology, Genetics and Evolution. – Academic Press, San Diego.
- HARDY, J.P. (2010): *Mauremys leprosa* en France. – *La Tortue*, **85**: 50–53.

- HUFF, D. D., L. M. MILLER, C. J. CHIZINSKI & B. VONDRACEK (2011): Mixed-source reintroductions lead to outbreeding depression in second-generation descendants of a native North American fish. – *Molecular Ecology*, **20**: 4246–4258.
- IVERSON, B. J. (1992): A revised checklist with distribution maps of the turtles of the world. – Privately Printed, Richmond. 363 pp.
- KELLER, C. (1997): Ecología de poblaciones de *Mauremys leprosa* y *Emys orbicularis* en el Parque Nacional de Doñana. Thesis, Universidad de Sevilla.
- KNOEPFFLER, L. P. (1979a): *Clemmys caspica leprosa* (Schweigger, 1812), (Chelonien, Testudinoidea, Emydés). La Cistude de Mauritanie. Documents pour un atlas zoogéographique du Languedoc-Roussillon n. 13. – Université Paul Valéry, Montpellier.
- KNOEPFFLER, L. P. (1979b): La Cistude de Mauritanie (*Clemmys caspica leprosa* Schweigger, 1812) fait-elle partie de la faune de France? – *Bulletin de la Société herpétologique de France*, **12**: 22–25.
- LENK, P. & M. WINK (1997): A RNA/RNA heteroduplex cleavage analysis to detect rare mutations in populations. – *Molecular Ecology*, **6**: 687–690.
- LLORENTE, G. A., A. MONTORI, X. SANTOS & M. A. CARRETERO (1995): Atlas dels amfibis i rèptils de Catalunya i Andorra. – Edicions El Brau, Figueres, 192 pp.
- MARAN, J. (2010): Observations sur la distribution des tortues du Maroc (Chelonii: Emydidae, Geoemydidae et Testudinidae). – *Chéloniens*, **19**: 16–34.
- MARTÍNEZ-SILVESTRE, A., D. PERPIÑAN, I. MARCO & S. LAVIN (2002): Venipuncture technique of the occipital venous sinus in fresh-water aquatic turtles. – *Journal of Herpetological Medicine and Surgery*, **12**: 31–32.
- MAUFRAS, O. & C. MERCIER (2002): Habitat et terroir du IVE au XIIe s. à Saint-Gilles-le-Vieux (Aimargues, Gard). Archéologie du TGV Méditerranée. Fiches de synthèse, tome 3. Antiquité, moyen âge, époque moderne. – Monographies d'Archéologie Méditerranéenne **10**: 945–972.
- MOLL, D. & E. O. MOLL (2004): The ecology, exploitation and conservation of river turtles. – Oxford University Press, New York. 393 pp.
- OVASKAINEN, O., K. SATO, J. BASCOMPTE & I. HANSKI (2002): Metapopulation models for extinction threshold in spatially correlated landscapes. – *Journal of Theoretical Biology*, **215**: 95–108.
- PÉREZ, M., E. COLLADO & C. RAMO (1979): Crecimiento de *Mauremys caspica leprosa* (Schweigger, 1812) (Reptilia Testudines) en la Reserva Biológica de Doñana. – *Doñana Acta Vertebrata*, **6**: 161–178.
- POLO-CAVIA, N., P. LÓPEZ & J. MARTÍN (2008): Interspecific differences in responses to predation risk may confer competitive advantages to invasive freshwater turtle species. – *Ethology*, **114**: 115–123.
- POLO-CAVIA, N., P. LÓPEZ & J. MARTÍN (2009): Interspecific differences in chemosensory responses of freshwater turtles: consequences for competition between native and invasive species. – *Biological Invasions*, **11**: 431–440.
- POLO-CAVIA, N., P. LÓPEZ & J. MARTÍN (2010a): Competitive interactions during basking between native and invasive freshwater turtle species. – *Biological Invasions*, **12**: 2141–2152.
- POLO-CAVIA, N., P. LÓPEZ & J. MARTÍN (2010b): Aggressive interactions during feeding between native and invasive freshwater turtles. – *Biological Invasions*, **13**: 1387–1396.
- POLO-CAVIA, N., P. LÓPEZ & J. MARTÍN (2012): Effects of body temperature on righting performance of native and invasive freshwater turtles: Consequences for competition. – *Physiology & Behavior*, **108**: 23–33.
- R Development Core Team (2011): R: A Language and Environment for Statistical Computing. – R Foundation for Statistical Computing, Viena, Austria ISBN 3-900051-07-0.
- SCHLEICH, H. (1996): Beitrag zur Systematik des Formenkreises von *Mauremys leprosa* (Schweigger) in Marokko. Teil 1 (Reptilia, Chelonii, Emydidae). – *Spixiana, Suppl.* **22**: 29–59.
- SEGURADO, P., C. A. FERNÁNDEZ & A. C. RIVERA (2005): L'emyde lépreuse *Mauremys leprosa* dans la péninsule ibérique. – *Manouria*, **8**: 26–27.
- TAMURA, K., J. DUDLEY, M. NEI & S. KUMAR (2007): MEGA4: Molecular Evolutionary Genetics Analysis (MEGA) software version 4.0. – *Molecular Biology and Evolution*, **24**: 1596–1599.
- UICN France & MNHN (2008): La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine, Paris.
- VAN DIJK, P., B. STUART & A. RHODIN (2000): Asian turtle trade: proceedings of a workshop on conservation and trade of freshwater turtles and tortoises in Asia. – *Chelonian Research Monograph*, **2**: 1–164.
- VAN DIJK, P. P., J. A. MATEO MIRAS, M. CHEYLAN, U. JOGER, P. SÁ-SOUSA & V. PÉREZ-MELLADO (2004): *Mauremys leprosa*. – IUCN 2012. IUCN Red List of Threatened Species. Version 2012.2.
- VELO-ANTÓN, G., M. GARCÍA-PARÍS & A. CORDERO RIVERA (2008): Patterns of nuclear and mitochondrial DNA variation in Iberian populations of *Emys orbicularis* (Emydidae): conservation implications. – *Conservation Genetics*, **9**: 1263–1274.
- VELO-ANTÓN, G., M. WINK, N. SCHNEEWEISS & U. FRITZ (2011): Native or not? Tracing the origin of wild-caught and captive freshwater turtles in a threatened and widely distributed species (*Emys orbicularis*). – *Conservation Genetics*, **12**: 583–588.
- VERÍSSIMO, J., G. VELO-ANTÓN, S. LOPES, P. PEREIRA, J. TEIXEIRA & U. FRITZ (2013): Cross-amplification of microsatellite loci for the Mediterranean stripe-necked terrapin (*Mauremys leprosa*). – *Amphibia-Reptilia*, **34**: 1–4.
- VERNEAU, O. (2007): Taxonomie et systématique des parasites d'amphibiens et de tortues d'eau douce en Languedoc-Roussillon. – Scientific Report n. 1 for DIREN Languedoc-Roussillon.
- VERNEAU, O. (2009): Taxonomie et systématique des parasites d'amphibiens et de tortues d'eau douce en Languedoc-Roussillon. – Scientific Report n. 2 for DIREN Languedoc-Roussillon.
- VERNEAU, O. (2010): Taxonomie et systématique des parasites d'amphibiens et de tortues d'eau douce en Languedoc-Roussillon. – Scientific Report n. 3 for DIREN Languedoc-Roussillon.

Supplementary material

Additional information is available in the online version of this article at <http://www.salamandra-journal.com>

Supplementary table S1. Details of turtle specimens captured and sampled for genetic studies.

Online Supplementary data

PALACIOS, C., C. URRUTIA, N. KNAPP, M. F. QUINTANA, A. BERTOLERO, G. SIMON, L. DU PREEZ & O. VERNEAU: Demographic structure and genetic diversity of *Mauremys leprosa* in its northern range reveal new populations and a mixed origin. – *Salamandra*, **51**(3): 221–230.

Supplementary table S1. Details of turtle specimens captured and sampled for genetic studies: locality, turtle ID number, GPS coordinates, blood or tissue sampled for DNA extraction, DNA number, and mtDNA cyt b haplotype are indicated for all catches. Haplotypes in blue are new from this study. Note that for Spanish catches, GPS coordinates are indicated for the entire population.

Population	Turtle Number	Site	GPS North	GPS East	Blood / Tissue	DNA-number	Haplo-type
Turtle Farm (Sorède)	1	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	Mi-625	A16
Turtle Farm (Sorède)	2	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	Mi-457	A24
Turtle Farm (Sorède)	3	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	Mi-626	A16
Turtle Farm (Sorède)	6	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	Mi-627	A16
Turtle Farm (Sorède)	7	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	Mi-628	A16
Turtle Farm (Sorède)	9	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	Mi-629	A16
Turtle Farm (Sorède)	10	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	Mi-630	A18
Turtle Farm (Sorède)	11	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	MiAB75	A16
Turtle Farm (Sorède)	17	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	MiAB76	A16
Turtle Farm (Sorède)	25	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	MiAB79	A18
Turtle Farm (Sorède)	35	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	MiAB81	A16
Turtle Farm (Sorède)	36	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	MiAB82	A16
Turtle Farm (Sorède)	37	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	MiAB83	A16
Turtle Farm (Sorède)	119	Vallée heureuse	42°30'57.26"	2°57'28.54"	Fresh Blood	Mi-581	A32
Outside Catalonia							
Algeria	No number	Oued Rhiau	35°58'25.35"	0°55'14.13"	Tissue	Mi-618	B6
Ceyras (France)	No number	a place called Le Pigné	43°38'56.69"	3°27'36.24"	Blood in alcohol	MiAB143	B5
Ceyras (France)	No number	a place called Le Pigné	43°38'56.69"	3°27'36.24"	Fresh Blood	MiAB147	B5
St. Gely du Fesc (France)	1	Mare 1735	43°42'22.80"	3°47'44.75"	Fresh Blood	MiAB145	B5
Narbonne (France)	1	Carrière	43°09'57.95"	2°56'50.93"	Fresh Blood	MiAB101	A24
Narbonne (France)	2	town centre	43°10'58.36"	3°00'03.73"	Fresh Blood	MiAB102	B6
French Catalonia							
St. Hyppolite	10	42°48'17.21"	2°58'12.22"	Tissue	Mi-617	A18
Agly	71	GPS153	42°45'11.72"	2°56'42.32"	Fresh Blood	MiAB105	A16
Agly	72	GPS154	42°45'08.32"	2°57'00.99"	Fresh Blood	MiAB106	A16
Agly	73	GPS153	42°45'11.72"	2°56'42.32"	Fresh Blood	MiAB107	A16
Agly	74	GPS153	42°45'11.72"	2°56'42.32"	Fresh Blood	MiAB108	A16
Agly	75	GPS152	42°45'15.15"	2°56'29.71"	Fresh Blood	MiAB109	A18
Agly	76	GPS154	42°45'08.32"	2°57'00.99"	Fresh Blood	MiAB110	A16
Canet	1	42°42'28.55"	3°01'23.51"	Fresh Blood	Mi-612	A16
Basse (Thuir)	3	42°38'02.71"	2°46'28.43"	Fresh Blood	MiAB127	A16
Basse (Thuir)	4	42°38'02.71"	2°46'28.43"	Fresh Blood	MiAB128	A16
Basse (Thuir)	68	42°38'02.71"	2°46'28.43"	Fresh Blood	MiAB129	A16
Tech (main course)	17	Nidolères	42°32'25.13"	2°51'39.57"	Fresh Blood	Mi-579	A16
Tech (main course)	38	Nidolères	42°32'25.13"	2°51'39.57"	Fresh Blood	MiAB132	A16
Tech (main course)	20	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	Mi-620	A24
Tech (main course)	22	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	Mi-824	A24
Tech (main course)	23	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	Mi-622	A16
Tech (main course)	24	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	MiAB134	A16
Tech (main course)	25	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	MiAB135	A16

Population	Turtle Number	Site	GPS North	GPS East	Blood / Tissue	DNA-number	Haplo-type
Tech (main course)	26	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	MiAB136	A16
Tech (main course)	27	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	Mi-624	A16
Tech (main course)	28	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	Mi-825	A16
Tech (main course)	29	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	Mi-826	A16
Tech (main course)	30	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	Mi-455	A16
Tech (main course)	32	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	MiAB138	A24
Tech (main course)	33	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	MiAB139	A24
Tech (main course)	34	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	MiAB140	A16
Tech (main course)	35	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	MiAB141	A16
Tech (main course)	36	La Falaise	42°32'01.49"	2°50'55.24"	Fresh Blood	MiAB142	A24
Tech (main course)	37	Le Boulou	42°31'22.43"	2°50'10.28"	Fresh Blood	MiAB131	A24
Tech (main course)	39	Lac Riutec	42°30'14.44"	2°46'19.58"	Fresh Blood	MiAB111	A16
Tech (St. Jean Pla de Corts)	40	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB112	A24
Tech (St. Jean Pla de Corts)	41	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB113	A24
Tech (St. Jean Pla de Corts)	42	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB114	A16
Tech (St. Jean Pla de Corts)	43	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB115	A24
Tech (St. Jean Pla de Corts)	44	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB116	A24
Tech (St. Jean Pla de Corts)	45	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB117	A24
Tech (St. Jean Pla de Corts)	46	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB118	A24
Tech (St. Jean Pla de Corts)	47	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB119	A24
Tech (St. Jean Pla de Corts)	48	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB120	A16
Tech (St. Jean Pla de Corts)	49	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB121	A24
Tech (St. Jean Pla de Corts)	50	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB122	A24
Tech (St. Jean Pla de Corts)	51	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB123	A24
Tech (St. Jean Pla de Corts)	66	St Jean Pla de Corts	42°31'0.76"	2°48'46.24"	Fresh Blood	MiAB124	A24
Baillaury (Banyuls)	219	GPS1	42°27'59.10"	3°06'10.14"	Fresh Blood	MiAB90	A16
Baillaury (Banyuls)	220	GPS1	42°27'59.10"	3°06'10.14"	Fresh Blood	MiAB96	B5
Baillaury (Banyuls)	221	GPS1	42°27'59.10"	3°06'10.14"	Fresh Blood	MiAB98	B5
Baillaury (Banyuls)	222	GPS1	42°27'59.10"	3°06'10.14"	Fresh Blood	MiAB100	B5
Baillaury (Banyuls)	223	GPS1	42°27'59.10"	3°06'10.14"	Fresh Blood	MiAB95	A16
Baillaury (Banyuls)	224	GPS1	42°27'59.10"	3°06'10.14"	Fresh Blood	MiAB92	A16
Baillaury (Banyuls)	226	GPS1	42°27'59.10"	3°06'10.14"	Fresh Blood	MiAB99	A16
Baillaury (Banyuls)	227	GPS1	42°27'59.10"	3°06'10.14"	Fresh Blood	MiAB87	A16
Baillaury (Banyuls)	230	GPS1	42°27'59.10"	3°06'10.14"	Fresh Blood	MiAB93	B5
Baillaury (Banyuls)	237	GPS2	42°28'8.52"	3°05'49.56"	Fresh Blood	MiAB94	A18
Baillaury (Banyuls)	239	GPS3	42°28'7.72"	3°05'47.33"	Fresh Blood	MiAB84	A16
Baillaury (Banyuls)	335	GPS4	42°28'6.54"	3°05'45.42"	Fresh Blood	MiAB88	A16
Baillaury (Banyuls)	106	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-827	A16
Baillaury (Banyuls)	138	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-596	A18
Baillaury (Banyuls)	155	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-597	A16
Baillaury (Banyuls)	179	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-598	A16
Baillaury (Banyuls)	184	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-582	A16
Baillaury (Banyuls)	186	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-608	A16
Baillaury (Banyuls)	198	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-599	A16
Baillaury (Banyuls)	199	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-600	A16
Baillaury (Banyuls)	203	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-454	A18
Baillaury (Banyuls)	204	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-828	A16
Baillaury (Banyuls)	205	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-601	A16
Baillaury (Banyuls)	206	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-602	A16
Baillaury (Banyuls)	207	Bridge	42°27'45.38"	3°05'26.70"	Fresh Blood	Mi-583	A16

Supplementary material to PALACIOS et al. (2015) – Salamandra 51(3): 221–230

Population	Turtle Number	Site	GPS North	GPS East	Blood / Tissue	DNA-number	Haplo-type
Baillaury (Banyuls)	202	GPS5	42°27'44.58"	3°05'25.20"	Fresh Blood	Mi-609	A18
Baillaury (Banyuls)	208	Mas Abeilles	42°27'45.99"	3°05'08.77"	Fresh Blood	Mi-603	A18
Baillaury (Banyuls)	209	Mas Abeilles	42°27'45.99"	3°05'08.77"	Fresh Blood	Mi-604	A16
Baillaury (Banyuls)	210	Mas Abeilles	42°27'45.99"	3°05'08.77"	Fresh Blood	Mi-605	A16
Baillaury (Banyuls)	211	Mas Abeilles	42°27'45.99"	3°05'08.77"	Fresh Blood	Mi-584	A16
Baillaury (Banyuls)	212	Mas Abeilles	42°27'45.99"	3°05'08.77"	Fresh Blood	Mi-606	A16
Baillaury (Banyuls)	213	Mas Abeilles	42°27'45.99"	3°05'08.77"	Fresh Blood	Mi-829	A16
Baillaury (Banyuls)	214	Mas Abeilles	42°27'45.99"	3°05'08.77"	Fresh Blood	Mi-607	A16
Baillaury (Banyuls)	234	GPS6	42°27'39.72"	3°05'18.78"	Fresh Blood	MiAB97	A16
Baillaury (Banyuls)	215a	GPS7	42°27'39.84"	3°05'18.84"	Fresh Blood	Mi-610	A16
Baillaury (Banyuls)	231	GPS8	42°27'35.28"	3°05'17.64"	Fresh Blood	MiAB86	A16
Baillaury (Banyuls)	235	GPS8	42°27'35.28"	3°05'17.64"	Fresh Blood	MiAB126	A16
Baillaury (Banyuls)	232	GPS9	42°27'34.62"	3°05'17.70"	Fresh Blood	MiAB89	A16
Baillaury (Banyuls)	233	GPS9	42°27'34.62"	3°05'17.70"	Fresh Blood	MiAB85	A16
Baillaury (Banyuls)	216a	GPS10	42°27'29.22"	3°05'11.70"	Fresh Blood	Mi-611	A16
Baillaury (Banyuls)	236	GPS11	42°27'24.90"	3°04'56.22"	Fresh Blood	MiAB91	A16
Spanish Catalonia							
Orlina	2157	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB296	A18
Orlina	2179	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB282	A18
Orlina	2216	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB440	A18
Orlina	2264	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB278	A18
Orlina	2303	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB281	A18
Orlina	2333	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB295	A18
Orlina	2365	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB290	A18
Orlina	2366	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB286	A18
Orlina	2372	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB436	A18
Orlina	2384	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB288	A18
Orlina	2415	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB273	A18
Orlina	2431	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB441	A16
Orlina	2433	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB276	A16
Orlina	2456	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB289	A18
Orlina	2479	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB280	A18
Orlina	2494	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB284	A18
Orlina	2496	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB292	A18
Orlina	2514	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB275	A18
Orlina	2522	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB277	A18
Orlina	2640	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB439	A18
Orlina	2649	Rabós d'Empordà	42°22'38	03°01'50"	Dried blood	MiAB437	A18
Caldes de Malavella	8223	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB194	A16
Caldes de Malavella	8242	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB195	A16
Caldes de Malavella	8243	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB196	A16
Caldes de Malavella	8244	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB197	A28
Caldes de Malavella	8245	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB198	A16
Caldes de Malavella	8246	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB189	A29
Caldes de Malavella	8248	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB187	A16
Caldes de Malavella	8248	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB188	A16
Caldes de Malavella	8267	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB191	A16
Caldes de Malavella	8268	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB192	A16
Caldes de Malavella	9933	Riera de Santa Maria	41°49'30"	02°46'57"	Dried blood	MiAB193	A16
Parets de Murtra	8304	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB240	A16

Population	Turtle Number	Site	GPS North	GPS East	Blood / Tissue	DNA-number	Haplo-type
Parets de Murtra	8307	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB241	A16
Parets de Murtra	8308	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB242	A16
Parets de Murtra	8316	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB233	A16
Parets de Murtra	8317	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB234	A16
Parets de Murtra	8318	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB235	A16
Parets de Murtra	8321	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB247	A16
Parets de Murtra	8331	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB237	A16
Parets de Murtra	8352	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB251	A16
Parets de Murtra	8353	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB252	A16
Parets de Murtra	8357	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB239	A16
Parets de Murtra	8359	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB243	A16
Parets de Murtra	8364	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB245	A16
Parets de Murtra	8365	Gavà	41°17'16"	02°00'54"	Dried blood	MiAB244	A16
El Prat de Llobregat	8113	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB213	A16
El Prat de Llobregat	8132	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB214	A16
El Prat de Llobregat	4710	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB215	A16
El Prat de Llobregat	7123	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB216	A16
El Prat de Llobregat	4719	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB217	A16
El Prat de Llobregat	4733	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB218	A16
El Prat de Llobregat	4740	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB219	A16
El Prat de Llobregat	4811	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB220	A16
El Prat de Llobregat	8116	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB221	A16
El Prat de Llobregat	8112	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB222	A16
El Prat de Llobregat	8118	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB223	A16
El Prat de Llobregat	4552	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB224	A16
El Prat de Llobregat	4901	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB225	A16
El Prat de Llobregat	4716	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB227	A16
El Prat de Llobregat	4829	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB228	A16
El Prat de Llobregat	4720	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB229	A16
El Prat de Llobregat	4552	CA L'Arana	41°18'10"	02°07'44"	Dried blood	MiAB230	A16
El Prat de Llobregat	411	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB267	A16
El Prat de Llobregat	4000	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB262	A16
El Prat de Llobregat	4449	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB254	A16
El Prat de Llobregat	4453	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB266	A16
El Prat de Llobregat	4812	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB258	A16
El Prat de Llobregat	4816	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB255	A16
El Prat de Llobregat	4817	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB264	A16
El Prat de Llobregat	4818	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB256	A24
El Prat de Llobregat	4819	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB261	A31
El Prat de Llobregat	4824	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB263	A16
El Prat de Llobregat	4826	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB257	A16
El Prat de Llobregat	4828	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB260	A24
El Prat de Llobregat	4830	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB259	A16
El Prat de Llobregat	6117	Bunyula	41°18'31"	02°06'42"	Dried blood	MiAB253	A16
Riera de Canyelles	8134	Riera de Canyelles	41°17'19"	01°43'28"	Dried blood	MiAB205	A26
Riera de Canyelles	8137	Riera de Canyelles	41°17'19"	01°43'28"	Dried blood	MiAB206	A26
Riera de Canyelles	8146	Riera de Canyelles	41°17'19"	01°43'28"	Dried blood	MiAB202	A26
Riera de Canyelles	8147	Riera de Canyelles	41°17'19"	01°43'28"	Dried blood	MiAB203	A26
Riera de Canyelles	8149	Riera de Canyelles	41°17'19"	01°43'28"	Dried blood	MiAB210	A26
Riera de Canyelles	8155	Riera de Canyelles	41°17'19"	01°43'28"	Dried blood	MiAB212	A16

Population	Turtle Number	Site	GPS North	GPS East	Blood / Tissue	DNA-number	Haplo-type
Riera de Canyelles	8163	Riera de Canyelles	41°17'19"	01°43'28"	Dried blood	MiAB201	A16
Riera de Canyelles	9133	Riera de Canyelles	41°17'19"	01°43'28"	Dried blood	MiAB200	A24
Riera de Canyelles	xx4x	Riera de Canyelles	41°17'19"	01°43'28"	Dried blood	MiAB208	A16
Sèquia Major	1001	La Pineda - Salou	41°04'37"	01°10'34"	Dried blood	MiAB183	A16
Sèquia Major	1002	La Pineda - Salou	41°04'37"	01°10'34"	Dried blood	MiAB184	A27
Sèquia Major	1003	La Pineda - Salou	41°04'37"	01°10'34"	Dried blood	MiAB185	A16
Sèquia Major	1007	La Pineda - Salou	41°04'37"	01°10'34"	Dried blood	MiAB186	A16
Ebre	1358	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB452	A16
Ebre	1360	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB464	A16
Ebre	1363	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB457	A16
Ebre	1364	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB450	A16
Ebre	1368	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB446	A16
Ebre	1369	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB455	A16
Ebre	1374	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB451	A16
Ebre	1376	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB461	A16
Ebre	1377	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB456	A16
Ebre	1379	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB466	A16
Ebre	1380	Flix	41°14'20"	0°31'28"	Dried blood	MiAB462	A16
Ebre	1381	Flix	41°14'10"	0°31'26"	Dried blood	MiAB465	A16
Ebre	1382	Flix	41°14'10"	0°31'26"	Dried blood	MiAB463	A16
Ebre	1391	Flix	41°14'10"	0°31'26"	Dried blood	MiAB454	A16
Ebre	1392	Flix	41°14'10"	0°31'26"	Dried blood	MiAB458	A16
Ebre	1213	Illa Audí	40°51'11"	0°31'21"	Dried blood	MiAB442	A16
Ebre	1306	Illa Audí	40°51'11"	0°31'21"	Dried blood	MiAB444	A16
Ebre	1396	Illa Audí	40°51'11"	0°31'21"	Dried blood	MiAB443	A16
Ebre	1397	Illa Audí	40°51'11"	0°31'21"	Dried blood	MiAB445	A16
Ebre	1398	Illa Audí	40°51'11"	0°31'21"	Dried blood	MiAB448	A16
Ebre	Unknown	Illa Audí	40°51'11"	0°31'21"	Dried blood	MiAB467	A16
Ulldecona	1395	40°38'38"	0°29'59"	Dried blood	MiAB447	A16

